

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta



Diplomová práce

**Vybrané ekologické charakteristiky mechu**  
***Hamatocaulis vernicosus* (Calliergonaceae)**



Bc. Alžběta Manukjanová

Školitel: RNDr. Táňa Štechová

České Budějovice

2011

Manukjanová, A., 2011: Vybrané ekologické charakteristiky mechu *Hamatocaulis vernicosus* (Calliergonaceae). [Some chosen ecology characteristics of the moss *Hamatocaulis vernicosus* (Calliergonaceae). Mgr. Thesis, in Czech.] – 43 p., Faculty of Science, The University of SouthBohemia, České Budějovice, Czech Republic.

**Anotace:**

Various ecological characteristics of the rare rich fen species *Hamatocaulis vernicosus* were studied in the field or in a greenhouse. The aims of the study were to compare its desiccation tolerance to other bryophyte species, to find out its regeneration abilities and to reveal the dependency of its growth to various environmental factors.

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum: 3. ledna 2011

Podpis studenta:

## Poděkování

Ráda bych poděkovala všem lidem, kteří mi pomáhali v průběhu mého studia, a tím se vlastně podíleli na vzniku této diplomky. Všechny jmenovat snad ani nelze, některé bych ale ráda vyzdvihla.

Největší dík patří mé školitelce Táně Štechové, která mi vždy ochotně pomáhala a radila od vymýšlení tématu přes realizaci pokusů až po závěrečné interpretace výsledků i čtení práce a opravování chyb.

Další velký dík patří Pavlu Kúrovi za pomoc s tříděním stovek lodyžek, zapínání sušárny a počítání statistiky. Za velkou pomoc se statistikou musím poděkovat i Kouřovi, Šuspovi a Petru Šmilauerovi. Jejich laskavá trpělivost při vysvětlování statistických záhad nechápavému studentovi je snad nekonečná.

Honzovi Kučerovi děkuji za cenné připomínky k práci a pedagogický optimismus při snaze naučit mě poznávat mechy.

Veliký dík za příjemné prostředí i konstruktivní pomoc patří přátelům ze studentské pracovny 116, kteří mi ochotně pomáhali, kdykoli jsem něco potřebovala a byli mi velkou podporou při dokončování práce.

Má vděčnost samozřejmě patří i mé široké rodině a prastrýci Lubošovi za podporu na studiích.



Se školitelkou v terénu.

# **Obsah**

<b>ÚVOD</b> .....	<b>1</b>
CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO DRUHU .....	1
<i>Popis druhu Hamatocaulis vernicosus</i> .....	1
<i>Rozšíření a ekologie druhu Hamatocaulis vernicosus</i> .....	2
TOLERANCE MECHŮ K SUCHU .....	3
VEGETATIVNÍ ROZMNOŽOVÁNÍ MOKŘADNÍCH MECHŮ .....	4
CÍLE PRÁCE .....	5
<b>METODIKA</b> .....	<b>6</b>
REGENERACE Z VEGETATIVNÍCH ČÁSTÍ.....	6
<i>Statistické vyhodnocení dat</i> .....	7
VYSOUŠENÍ .....	8
<i>Statistické vyhodnocení dat</i> .....	9
RŮSTOVÁ RYCHLOST.....	9
<i>Pokus v terénu</i> .....	9
<i>Statistické vyhodnocení dat</i> .....	10
<i>Pokus v klimaboxu</i> .....	11
<b>VÝSLEDKY</b> .....	<b>12</b>
REGENERACE Z VEGETATIVNÍCH ČÁSTÍ.....	12
VYSOUŠENÍ .....	15
RŮSTOVÁ RYCHLOST.....	18
<b>DISKUSE</b> .....	<b>20</b>
REGENERACE Z VEGETATIVNÍCH ČÁSTÍ.....	20
VYSOUŠENÍ .....	24
RŮSTOVÁ RYCHLOST.....	27
<b>ZÁVĚRY</b> .....	<b>29</b>
<b>LITERATURA</b> .....	<b>30</b>
<b>PŘÍLOHY</b> .....	<b>36</b>
PŘÍLOHA 1 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK .....	36
PŘÍLOHA 2 PRŮBĚH VYSOUŠENÍ PRO JEDNOTLIVÉ DRUHY .....	37
PŘÍLOHA 3 SEZNAM LOKALIT <i>HAMATOCAULIS VERNICOSUS</i> PRO SROVNÁVÁNÍ RŮSTOVÉ RYCHLOSTI .....	40
PŘÍLOHA 4 VÝSLEDKY CHEMICKÝCH ANALÝZ VODY LOKALIT <i>HAMATOCAULIS VERNICOSUS</i> PRO SROVNÁVÁNÍ RŮSTOVÉ RYCHLOSTI .....	41
PŘÍLOHA 5 CHARAKTERISTIKY PROSTŘEDÍ LOKALIT <i>HAMATOCAULIS VERNICOSUS</i> PRO SROVNÁVÁNÍ RŮSTOVÉ RYCHLOSTI A PRŮMĚRNÁ DÉLKA, HMOTNOST A ROBUSTNOST LODYŽEK .....	42

## Úvod

Mokřadní biotopy jsou přirozenou a důležitou součástí krajiny. Nejen, že zvyšují její druhovou diverzitu a stabilizují vodní režim, ale jsou i útočištěm mnoha vzácných a ohrožených druhů rostlin a živočichů (Rochefort 2000, Mälson & Rydin 2007). Ne nepodstatnou součást mokřadů tvoří mechorosty. Ty hrají klíčovou roli hlavně v kyselých rašeliništích, které jsou charakteristické přítomností rodu *Sphagnum*. Značné druhové zastoupení a množství biomasy mají ale i ve slatiništích či podmáčených loukách (Hájek & Hájková 2007), kde dominují tzv. „hnědé mechy“, což je souborné označení pro ekologicky definovanou skupinu druhů z několika různých čeledí (Zoltai & Vitt 1995, Mälson 2008). Jedním z ohrožených slatiništních mechů je i druh *Hamatocaulis vernicosus*, na nějž je zaměřena tato studie.

## **Charakteristika zájmového druhu**

### **Popis druhu *Hamatocaulis vernicosus***

*Hamatocaulis vernicosus* (MITT.) HEDENÄS je bokoplodý mech z čeledi *Calliergonaceae* (dříve *Amblystegiaceae*). Rostliny jsou středně velké až statné, zelené nebo hnědozelené, lodyhy vystoupavé až vzpřímené, větvené, na koncích hákovitě zakřivené. Na průřezu lodyhy jsou patrné 1–2 vrstvy drobných korových buněk se ztlustlými stěnami, dřevňové buňky jsou tenkostěnné, centrální svazek nediferencovaný, hyalodermis chybí. Lodyžní listy jsou vejčité, 2–3 mm dlouhé, vyduté, silně řáskaté, srpovité, postupně zúžené do špičky. Na bázi listů lze často najít hnědočervený lem. Silné jednoduché žebro obvykle mizí za polovinou listu. Větvní listy jsou menší, většinou neřáskaté. Buňky listů jsou čárkovité, tenkostěnné, bazální buňky kratší, křídelní buňky chybí (Hedenäs 1989).

*Hamatocaulis vernicosus* je dvoudomý druh, který tvoří sporofyty poměrně zřídka (Smith 1978, Hedenäs et al. 2003, Štechová et al. 2008). Válcovitá, mírně ohnutá tobolka s kuželovitým víčkem vyrůstá na dlouhém, načervenalém štětu. Prstenec je třířadý, opadavý. Zuby exostomu se postupně zužují, jsou oranžové, v horní části papilnaté. Endostom je hladký, žlutavý, bazální membrána dosahuje do poloviny délky zubů, brvy 2–4. Výtrusy jsou žlutozelené, papilnaté (Hedenäs 1989).

## Rozšíření a ekologie druhu *Hamatocaulis vernicosus*

*Hamatocaulis vernicosus* je druhem s boreálně-montánním rozšířením (Wynne 1944). Vyskytuje se na slatiništích a přechodových rašeliništích severní polokoule a v horách Jižní Ameriky (Hedenäs 1989), v Evropě je těžištěm jeho výskytu Skandinávie. Během posledních padesáti let byl zaznamenán výrazný pokles tohoto druhu v různých zemích světa (Glime 1982, Janssens 1983, Heras 2000, Church et al. 2001, Hedenäs et al. 2003, Štechová & Kučera 2007). Na území ČR je *Hamatocaulis vernicosus* charakterizován jako druh zranitelný (VU) (IUCN 1994, Kučera & Váňa 2003). Je také jedním ze čtyř mechorostů rostoucích na území ČR, zařazených do soustavy Natura 2000 (Council Directive 92/43/EEC 1992). Příčina jeho ohrožení spočívá především v ústupu vhodných biotopů, neboť *Hamatocaulis vernicosus* má značně specifické ekologické nároky. Vyskytuje se v trvale zamokřených otevřených místech na minerotrofních slatiništích (moderately rich fen, rich fen), občas i na slatinných loukách nebo při okrajích rybníků. Jeho výskyt je svázán se slabě kyselým až slabě zásaditým pH, vyšším množstvím iontů, ale menším podílem  $\text{Ca}^{2+}$ . Na mnohých slatinných loukách se ale potýká s nedostatkem vody, což snižuje jeho vitalitu i velikost populací (Hedenäs 1989, Navrátilová et al. 2006, Bauer et al. 2007, Štechová & Kučera 2007, Štechová et al. 2008).

Těžištěm výskytu v ČR je jednoznačně Českomoravská vrchovina, kde se nachází téměř polovina recentních lokalit, dále také Třeboňská pánev, Šumava a Českolipsko. Ostatní lokality představují spíše ojedinělé izolované výskyty (Štechová et al. 2007, Štechová & Štech 2009, Štechová et al. 2010a). Recentně je na území ČR známo 52 lokalit druhu. Velikost populací na těchto lokalitách se pohybuje od několika málo lodyžek po desítky čtverečních metrů (Štechová 2010). Příčiny rozdílné velikosti a stavu populací na jednotlivých lokalitách nejsou často úplně zjevné a v současné době jsou intenzivně zkoumány. K lepšímu pochopení klíčových aspektů v ekologii druhu má pomoci i tato práce.

*Hamatocaulis vernicosus* je druh, u nějž byly v nedávné době objeveny dva kryptodruhy (Hedenäs & Eldenäs 2007). Jeden je široce rozšířen po Evropě i Americe, druhý se nalézá pouze jižně od evropské boreální zóny a také byl zaznamenán na několika odloučených místech v Peru a severní části asijského Ruska. Detailnější screening populací byl ale proveden pouze ve Švédsku, tudíž výskyt dalších lokalit druhého taxonu není vyloučen. V České republice byl zatím nalezen pouze běžnější „boreální“ druh, testovány byly ale pouze vzorky ze dvou lokalit (Manukjanová unpubl.).

## Tolerance mechů k suchu

Mechorosty jsou evolučně velmi staré organismy, které v období prvohor patřily k prvním suchozemským kolonizátorům souše. Z tohoto období také pocházejí některé jejich unikátní biologické vlastnosti. Jednou z nejzajímavějších je poikilohydrie – schopnost organismu zastavit v období sucha svůj metabolismus a tak přežít období nedostatku vody. Schopnost ve větší či menší míře přežít dlouhotrvající vyschnutí je společná většině mechorostů (Hedderson & Longton 1996).

Zatímco u cévnatých rostlin je běžnější snaha vyhnout se vysušení a ztrátě vody v buňkách, mechy zvolily jinou strategii. Vyschnutí se tak intenzivně nebrání, ale jsou schopny velmi rychle obnovit metabolické děje, jakmile je voda opět dostupná. To sice snižuje dobu, po níž jsou schopny fotosyntézy, protože mechorosty jsou schopny metabolismu pouze ve vlhkém stavu (Proctor 1999, Cleavitt 2002), ale narozdíl od většiny ostatních organismů pro ně vysušení není letální. Zatímco pouze minimum tracheofyt je schopno přežít vodní potenciál v tkáních menší než -9 MPa, mnoho mechorostů přežije i pokles vodního potenciálu pod -100 MPa (Proctor et al. 2007). Je ale prokázáno, že tato schopnost tolerovat vysušení není u všech druhů stejná (Irmscher 1912, Šinžar-Sekulić et al. 2005, Proctor et al. 2007). Zatímco některé mechy vydrží bez vody i několik let (Oliver et al. 1993), u jiných druhů už rostlinu ohrozí i týdenní vyschnutí (Irmscher 1912).

Vysoká hladina vody je pro mnohé druhy esenciální. To se týká hlavně mokřadních mechů, mezi něž se počítá i *Hamatocaulis vernicosus* – klíčový druh této studie. Mnoho jeho lokalit se potýká s problémem poklesu hladiny spodní vody (Štechová & Kučera 2007, Štechová et al. 2008). I když jde o velice komplexní problematiku, která zahrnuje nejen nedostatek vody jako takový, ale i změnu kompetičních poměrů a v důsledku také změny ve vegetaci na lokalitě (Mälson et al. 2008), přesto je důležité znát reakce mechů na jednotlivé dílčí změny působících faktorů, abychom jejich reakci správně odhadli a pochopili. Při poklesu vodní hladiny ve slatiništi (způsobeném například melioracemi) mechům hrozí v suchém počasí i několikátýdenní vyschnutí. Proto je důležité seznámit se s tolerancí k vyschnutí nejen u *Hamatocaulis vernicosus*, ale i u dalších druhů rostoucích na lokalitách s ním.

Z literatury bohužel známe pouze minimum údajů o toleranci jednotlivých druhů mechorostů k déletrvajícimu vysušení, ve smyslu kolik dní bez vody rostlina vydrží, aby byla

schopna zregenerovat a pokračovat v růstu (Irmscher 1912). Výzkum v této oblasti se orientoval spíše na oblast fyziologie (cf. Bewley 1995, Wood 2007). Cílem této studie proto bylo zkoumat tuto problematiku z trochu jiného úhlu. Důležité je nejen to, kdy rostlina obnoví fotosyntézu či při jakém vodním potenciálu v buňce začne syntéza proteinů, ale i to, zdali po určité době zahyne, nebo přežije.

## **Vegetativní rozmnožování mokřadních mechů**

Slatiništní mechy odpovídají svou biologií obvykle strategii „perennial stayer“ (During 1979, Dierssen 2001), která je charakteristická dlouhodobým setrváváním na jednom místě a malou investicí do tvorby sporofytů. Mnohé druhy jsou v našich podmínkách považovány za glaciální relikty (Rybniček 1966) a je pravděpodobné, že na stejných lokalitách rostou již stovky let.

U dvoudomých druhů, kterých je mezi mechy více než polovina (Wyatt 1982, 1985, Tan & Pócs 2000, Frahm 2007), představuje asexuální reprodukce často klíčovou část z celkového podílu rozmnožování (Söderström & During 2005). Některé druhy jsou zatím dokonce známy pouze sterilní a existuje i možnost, že u nich generativní rozmnožování vymizelo docela (Frahm 2007, Frey & Kurschner 2010).

Vzhledem k tomu, že na slatiništních biotopech tvoří většina mechorostů sporofyty poměrně zřídka (Smith 1978), je zřejmé, že vegetativní rozmnožování hraje v současnosti klíčovou roli v jejich populační biologii (Miller & Ambrose 1976, Poschlod & Schrag 1990). Uplatňuje se hlavně při disperzi na krátké a střední vzdálenosti a funguje jako pojistka před vymizením genotypu na lokalitě (During & van Tooren 1987). Navzdory tomu ale netvoří specializované rozmnožovací částice jako gemy či specializované lámavé větvičky a lístky. Proto je téměř veškeré jejich rozmnožování odkázáno na rozrůstání trsů a rozšiřování pomocí odlomených fragmentů stélky. Jak uvádí Chopra & Kumra (1988), mají všechny části mechu včetně sporofytu potenciál k vegetativnímu množení, který se ale u různých mechů liší (Poschlod & Schrag 1990).

Rozmnožování fragmenty má oproti generativní reprodukci několik výhod. Pro dvoudomé druhy v první řadě odpadá nutnost najít rozmnožovacího partnera v blízkém okolí (Frahm 2007), což při vzácnosti některých druhů může být problém. Také na okraji areálu nebo ve stresujícím prostředí není mnohdy mech schopen tvorby sporofytu. Zatímco



generativní rozmnožování trvá značnou dobu a mnohé druhy jsou plodné pouze v určitou část roku, v případě fragmentace stélky je mech připraven k rozmnožování kdykoli a může obsadit náhle uvolněnou niku. Také vývoj nové rostlinky trvá ze spory mnohem déle, neboť nejprve vyrůstá protonema, na kterém se poté vytvoří gametofor. Ve fázi protonematu je ale rostlinka velice zranitelná, což je ve vysoce kompetičním prostředí, jakým slatiniště pro mechy jsou (Štechová et al. 2008) značnou nevýhodou. Celkově lze shrnout, že mortalita je u vegetativního rozmnožování významně nižší nežli u generativní reprodukce pomocí spor (Mälson & Rydin 2007), neboť mladé rostlinky vyrůstající z fragmentů jsou odolnější vůči kompetici i stresujícím podmínkám (Mishler & Newton 1988, Söderström 1994).

Stejně jako má asexuální reprodukce mnohé výhody, má i své nevýhody. Jednou z nejvýraznějších je značně kratší disperzní vzdálenost vegetativních diaspor (Glime 2007). To při dnešní fragmentaci krajiny může mnohým druhům působit problémy, neboť fragmentace snižuje nejen pravděpodobnost osídlení nového stanoviště, ale i genový tok mezi populacemi (Gunnarson & Söderström 2007). I při asexuální reprodukci vzniká ale díky somatickým mutacím mezi klony genetická variabilita, což tuto nevýhodu poněkud umenšuje (Newton & Mischler 1994, Mishler et al. 2009).

## Cíle práce

- Zjistit schopnost *Hamatocaulis vernicosus* zregenerovat z různých částí lodyžky a porovnat ji s běžnějšími i vzácnějšími druhy.
- Porovnat odolnost druhu k vyschnutí s odolností ostatních slatiništních mechorostů.
- Zjistit závislost přírůstku biomasy *Hamatocaulis vernicosus* na různých faktorech prostředí.

## **Metodika**

Pokusy byly prováděny v terénu nebo v klimaboxu na katedře botaniky PřF JCU. Hlavními kritérii při výběru lokality byla jejich dostupnost a zároveň dostatečná velikost populace *Hamatocaulis vernicosus*, aby provádění pokusu výskyt druhu na lokalitě neohrozilo. Jména taxonů mechorostů byla sjednocena podle Kučera & Váňa (2003), jména cévnatých rostlin podle Kubát et al. (2002).

## **Regenerace z vegetativních částí**

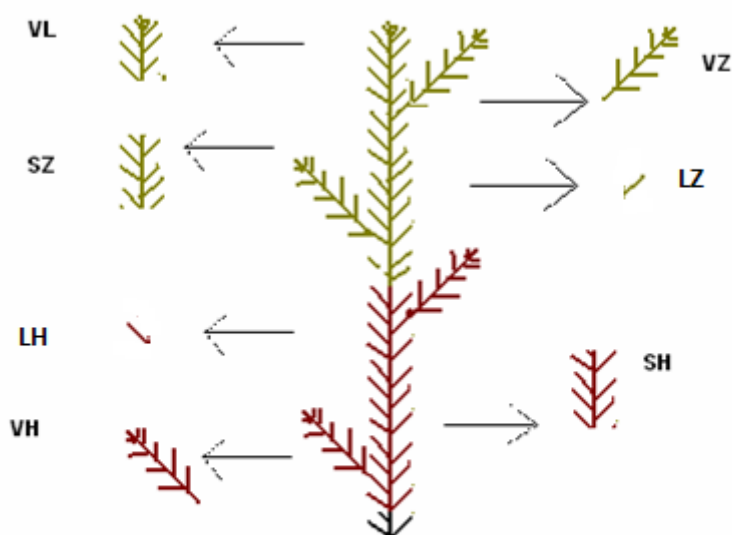
Tento pokus byl prováděn v rámci bakalářské práce v zimě roku 2007 (Manukjanová 2008). Jelikož neobsahoval dostatečné množství opakování a design pokusu byl značně problematický, byl pokus zopakován se snahou vyvarovat se těchto chyb.

Kromě zájmového druhu *Hamatocaulis vernicosus* byl pro porovnání zvolen druh *Calliergonella cuspidata*. Druh *Calliergonella cuspidata* byl vybrán proto, že se vyskytuje na všech českých lokalitách *Hamatocaulis vernicosus*, kde zpravidla mimo jiné roste i v těsné blízkosti studovaného druhu, ale díky své širší ekologické toleranci a lepším kompetičním schopnostem zároveň obsazuje i jiné biotopy, jako jsou eutrofizovaná slatiniště nebo vlhké louky. Stává se tak často pro *Hamatocaulis vernicosus* konkurentem, podobně jako i pro jiné ohrožené slatiništní mechy (Kooijman 1993, Kooijman & Bakker 1995). Cílem pokusu bylo zjistit u obou mechorostů schopnost regenerace z lístků a z různých částí lodyžky. Těmito částmi byly vrcholky lodyžek, větvičky a střední části lodyžek ze zelené a z hnědé části rostlin (obr. 1). Tyto části byly vybrány na základě podobného pokusu prováděného v Německu na druzích *Aulacomnium palustre*, *Calliergon gigantum*, *Campylium stellatum*, *Scorpidium cossonii*, *Scorpidium scorpioides* a *Straminergon stramineum* (Poschlod & Schrag 1990).

V červnu roku 2009 byly ze tří lokalit s dostatečně bohatou populací druhů *Hamatocaulis vernicosus* a *Calliergonella cuspidata* odebrány vzorky mechů pro regenerační pokus. Těmito lokalitami byly Nový rybník u Rohozné, Zhůří a Řeka. Z jedné lodyžky od každého z použitých druhů byly odděleny výše jmenované fragmenty o délce 1 cm a lístky. Tyto části (vždy z obou lodyžek) byly umístěny do Petriho misky se dvěma vrstvami mokrého filtračního papíru. To bylo uděláno vždy v 60 opakováních z každé ze tří lokalit. Od každé části lodyžky bylo tedy použito celkem 180 kusů. Petriho misky byly umístěny v klimaboxu při teplotě 18 °C a světelné periodě 12 h.

V srpnu roku 2009 byl pokus neplánovaně rozšířen o druhy *Meesia triquetra* a *Paludella squarrosa*. Tyto mechy byly sebrány ve Švédsku (*Paludella squarrosa* na lokalitě Hällnäs, *Meesia triquetra* na lokalitě Stormossen), neboť populace v ČR jsou příliš malé a pokusy by je mohly ohrozit. Každý z druhů byl sebrán pouze na jedné lokalitě. Z vrcholu lodyžky a ze zelené, hnědé a černající střední části lodyžky byly odděleny fragmenty o délce 1 cm. Ty byly pěstovány v uzavřené Petriho misce se dvěma vrstvami mokrého filtračního papíru tak, aby v každé misce byly vždy všechny části z jedné lodyžky od obou sledovaných druhů.

Po dvou měsících bylo zaznamenáno, zda jsou rostlinky schopné pokračovat v růstu.



**Obr. 1** Části lodyžky použité pro regenerační pokus. VL - vrcholek lodyžky, VZ – větvička zelená, VH – větvička hnědá, SZ – střed zelený, SH – střed hnědý, LZ – lístek zelený, LH – lístek hnědý

### Statistické vyhodnocení dat

Statistické vyhodnocení bylo provedeno za použití analýzy kontingenčních tabulek v programu R 2.12 (R Development Core Team 2010). Vysvětlovanou proměnnou byl počet zregenerovaných/nezregenerovaných částí, který byl spočten pro každou kombinaci hodnot

vysvětlujících proměnných - lokality, části a druhu. Finální model byl fitován postupným výběrem, alternativní modely byly porovnávány  $\chi^2$ -testem.

Jelikož nebyly *Meesia triquetra* a *Paludella squarrosa* pěstovány ve stejném počtu opakování a mají slabě odlišnou architekturu lodyžky (absence bočních větviček) než *Hamatocaulis vernicosus* a *Calliergonella cuspidata*, nebyly do statistických analýz zahrnuty.

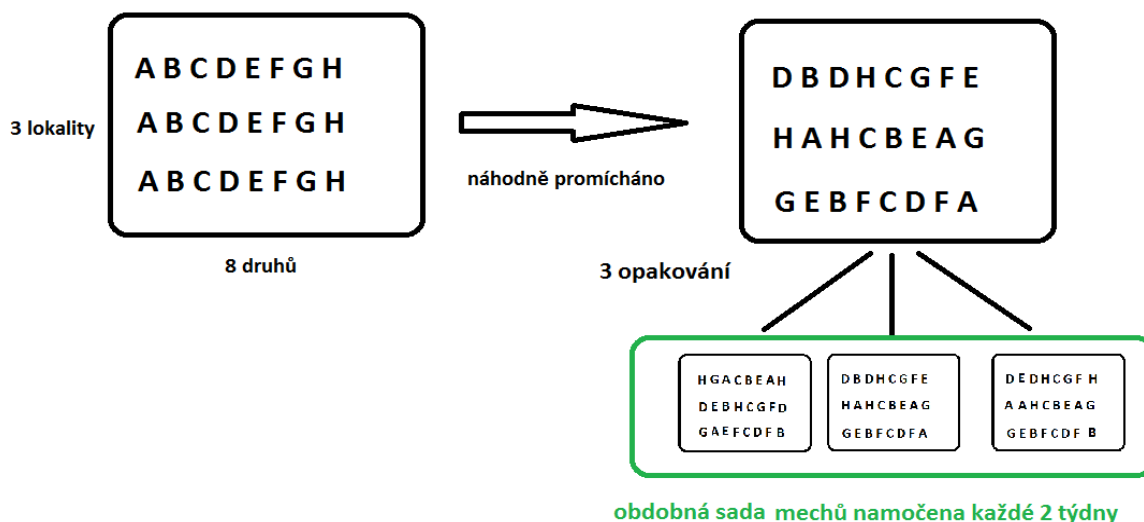
## Vysoušení

Tento pokus byl prováděn s druhy *Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergonella cuspidata*, *Campylium stellatum*, *Climacium dendroides*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Plagiomnium elatum* a *Tomentypnum nitens*. Zpočátku byl mezi zkoumané mechorosty zařazen i druh *Sphagnum teres*, ale jeho pěstování v klimaboxu bylo příliš komplikované z důvodu vysokého výskytu plísní, které hrozily kontaminovat i ostatní mechy, a proto byl tento druh z pokusu vyřazen.

Vzorky mechů byly odebrány ze tří lokalit, aby se kompenzovaly náhodné vlivy jako například horší vitalita druhu na lokalitě apod. Lokality byly vybrány tak, aby odebrání vzorků neponičilo populaci žádného z druhů.

Mechorosty byly rozděleny do tří skupin, které představují tři opakování. Každé z nich obsahovalo mechy všech zájmových druhů ze všech tří lokalit (obr. 2). Každé opakování bylo pěstováno na samostatném stole, aby se předešlo jejich případným interakcím. Pět lodyžek od každého druhu z každé lokality bylo umístěno do perforované plastové sázečí mističky a ponecháno na vzduchu přirozenému vyschnutí. Vždy po dvou týdnech v časovém úseku 0 – 20 týdnů byla jedna sada mističek znovu namočena a pěstována v klimaboxu při teplotě 18 °C a světelné periodě 12 hodin. Vodní hladina byla držena v dostatečné výšce, aby nedošlo k opětovnému vyschnutí. Každé dva týdny byly namočeny lodyžky všech osmi druhů ze všech tří lokalit. Každá sada mističek měla 3 opakování, což činí 45 lodyžek každého druhu pro jedno namočení.

Po pěti týdnech od namočení byl spočítán počet živých lodyžek. Za živou byla považována taková lodyžka, která měla alespoň jeden zelený výhon schopný pokračovat v růstu.



Obr. 2 Schéma vysoušecího pokusu

### Statistické vyhodnocení dat

Rozdíly v rychlosti vymírání mezi druhy byly testovány za pomoci obecných lineárních modelů (GLM) v programu Statistica 8.0 (StatSoft 2007). Vzhledem k tomu, že postupné vymírání lodyžek je možné aproximovat exponenciální funkcí, procentuální hodnoty přeživších lodyžek byly zlogaritmovány, aby bylo možné využít lineárního modelu.

### Růstová rychlost

#### Pokus v terénu

Na dvaceti lokalitách (příloha 3), což reprezentuje téměř polovinu recentně známých lokalit v ČR, byly označeny pokusné plochy mechu *Hamatocaulis vernicosus*. Místa byla vybírána se zřetelem na velikost a stabilitu populace na každé lokalitě, aby se zabránilo jejímu potenciálnímu ohrožení, ale zároveň byly zkoumány populace různých velikostí a aby byla pokryta široká škála stanovišť druhu v ČR. Zahájení pokusu i sběr vzorků probíhaly v průběhu jednoho měsíce (duben) a pořadí lokalit bylo voleno tak, aby vzorky z lokalit z vyšších nadmořských výšek byly odebírány jako poslední, což částečně kompenzuje posun počátku vegetační sezóny a rozdíly v průměrné teplotě lokalit. Jelikož teplota na lokalitách nebyla z technických důvodů měřena, byla zaznamenána alespoň jejich nadmořská výška, která má na průměrnou teplotu lokality zásadní vliv.

Na každé lokalitě byly barevným brčkem označeny čtyři trsy mechu *Hamatocaulis vernicosus*. Pět lodyžek v každém trsu bylo 1 cm pod vrcholkem ovázáno barevnou PES nití (Kooijman & Whilde 1993). Pro snadnější nalezení označených lodyžek byly nitě přivázány k barevnému brčku.

Po devíti týdnech byly lodyžky posbírány a změřena délka jejich přírůstku. Lodyžky z každého trsu byly následně vysušeny (75°C, 48h) a společně zváženy (Kooijman & Whilde 1993). Poté byla vypočítána průměrná hmotnost přírůstku lodyžky v každém trsu, neboť ne z každého trsu se podařilo dohledat všechny lodyžky nepoškozené a tudíž jich mohlo být méně než 5. Vážení probíhalo po skupinách také z důvodu příliš nízké hmotnosti jediné samostatné lodyžky, která se blíží nejmenší měřitelné hmotnosti použitých laboratorních vah.

Na každé z lokalit bylo *in situ* změřeno pH (Vario pH, WTW, Germany). Průměrná vlhkost lokality byla odhadnuta na základě měření výšky hladiny spodní vody pomocí změny zabarvení PVC elektroizolační pásky na bambusové tyčce (Belyea 1999, Navrátilová & Hájek 2005) a terénních pozorování. Průměrná vlhkost lokality byla kodifikována stupněm 1 (značně suchá lokalita), 2 (středně vysoká hladina vody) nebo 3 (vysoká hladina vody). Vzdávající kompaktnost porostu *Hamatocaulis vernicosus* byla ohodnocena stupněm 1, 2 nebo 3. Z každé lokality byl odebrán vzorek vody pro chemické analýzy. Vzorky vody byly odebírány do plastových lahvíček, přefiltrovány přes skleněný filtrační papír a do 24 hodin po odebrání zamrazeny. Obsah  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{PO}_4^{3-}$  byl měřen metodou kontinuální průtokové kolorimetrie (FIA Lachat QC8500 – Lachat Instruments, USA). Celková koncentrace rozpuštěného organického uhlíku CTOT a celková koncentrace dusíku NTOT byly analyzovány metodou katalytické oxidace (LiquiTOC ) na katedře biologie ekosystémů PřF JČU. Koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  a  $\text{K}^+$  byly analyzovány spektrofotometricky (SpectrAA 640, Australia) v laboratořích ZF JČU. Nad každým trsem byla také odhadnuta pokryvnost bylinného vegetačního patra E1.

### **Statistické vyhodnocení dat**

Hodnoty koncentrací všech iontů byly před analýzou logaritmičticky transformovány, stejně tak byly zlogaritmovány hodnoty vysvětlované proměnné hmotnost.

Nejprve byly testovány rozdíly v hmotnosti přírůstku lodyžek mezi lokalitami. Ke statistickému vyhodnocení rozdílu růstové rychlosti mezi lokalitami byla použita jednocestná ANOVA v programu Statistica 8.0 (StatSoft 2007).

Ke statistickému vyhodnocení vlivu měřených charakteristik prostředí na hmotnost bylo použito obecných lineárních modelů (GLM). Data byla vyhodnocována v programu R 2.12 (R Development Core Team 2010). Finální model byl fitován postupným výběrem, alternativní modely byly porovnávány za pomoci hodnot Akaikova informačního kritéria (AIC). Pro srovnání byla testována i signifikance marginálních efektů všech prediktorů. Vzhledem k tomu, že jediný prediktor měřený pro každý trs zvlášť – E1 – nevykazoval průkaznou vnitro-lokalitovou variabilitu (Nested-design ANOVA:  $F_{1,51}=1,87$ ;  $p = 0,177$ ), data pro konečnou analýzu byla získána zprůměrováním původních hodnot pro každou z lokalit.

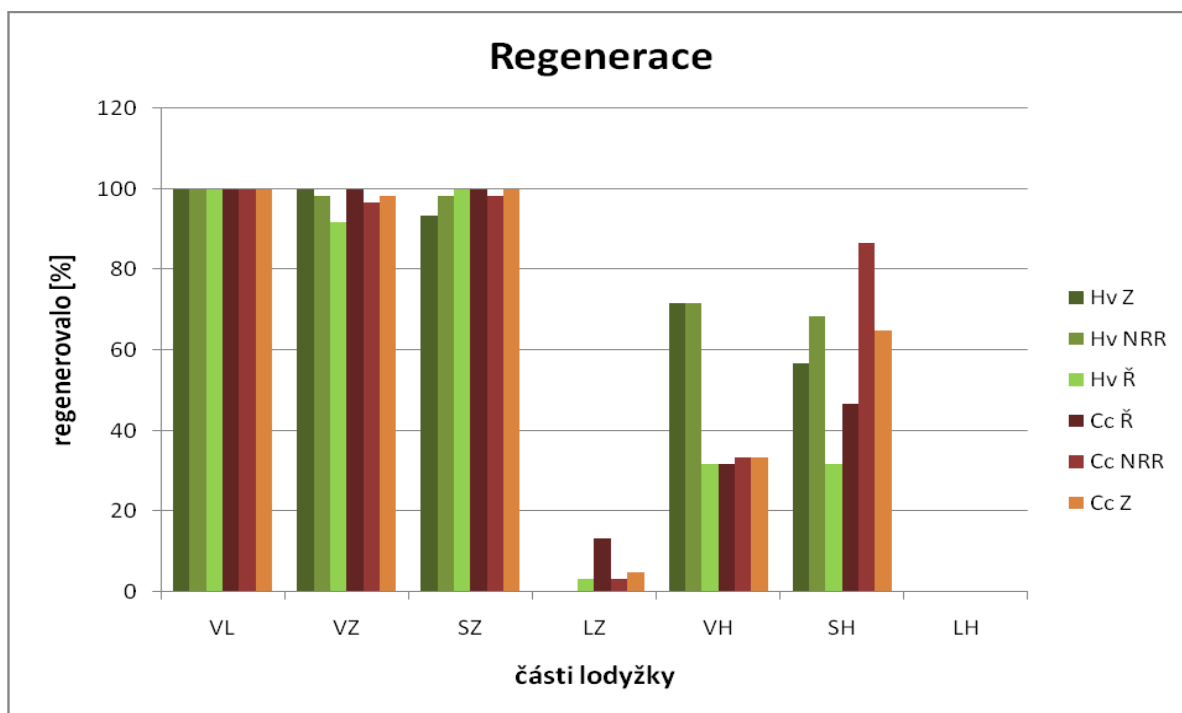
### **Pokus v klimaboxu**

Srovnání růstové rychlosti ve stejných standardizovaných podmínkách umožňuje eliminovat výskyt populací, jejichž přírůstek by byl odlišný nezávisle na okolních podmínkách. Proto byly vzorky mechu z týchž lokalit jako v terénní části tohoto experimentu (viz Příloha 3) sebrány i pro pěstování v klimaboxu. Lodyžky byly zkráceny na velikost 3 cm a po pěti umístěny do perforovaných sázecích mističek. Pokus byl proveden v pěti opakováních. Poté byly všechny sady sázecích mističek pěstovány ve skleněném boxu, přičemž ve víku byl ponechán otvor umožňující výměnu plynů a bránící přílišné akumulaci tepla. Vodní hladina byla udržována cca 2 cm pod vrcholem lodyžek. Bohužel nemohl být pokus doveden do konce, protože se na vrcholcích mechu začala objevovat plíseň. Pokus byl tedy zrušen a data pro srovnání nemohla být použita.

## Výsledky

### Regenerace z vegetativních částí

U všech částí lodyžek kromě hnědých lístků se u obou druhů projevil alespoň základní potenciál pro tvorbu nové rostliny. Velikost tohoto potenciálu se ale lišila v závislosti na části rostliny (obr. 3). Nejlépe regenerovaly vrcholky lodyžek, z nichž všechny pokračovaly v růstu. Pouze o málo hůře reagovaly větvičky a středy ze zelených částí lodyžky, u nichž mortalita nepřekročila 10 %. Ve značně velkém rozmezí se oproti tomu pohybovala regenerační schopnost fragmentů z hnědých částí lodyžky (30 – 75%). Schopnost zregenerovat z lístků byla jen velmi malá; v případě zelených lístků maximálně 15 % a lístky z hnědých částí rostliny nejevily žádné tendence k tvorbě nové rostlinky. U lístků probíhala regenerace vždy z jeho bazální části a zdá se, že se jedná spíše o epitel zbytku lodyžky, než o buňky samotného lístku.



**Obr. 3** Regenerace; poměr regenerujících lodyžek – rozdíl mezi jednotlivými částmi lodyžky, druhy a lokalitami. VL – vrchol lodyžky, VZ – větvičky zelené, SZ – středy zelené, LZ – lístky zelené, VH – větvičky hnědé, SH – středy hnědé, LH – lístky hnědé; Hv – *Hamatocaulis vernicosus*, Cc – *Calliergonella cuspidata*; Z – Zhůří, NRR – Nový rybník u Rohozné, Ř – Řeka

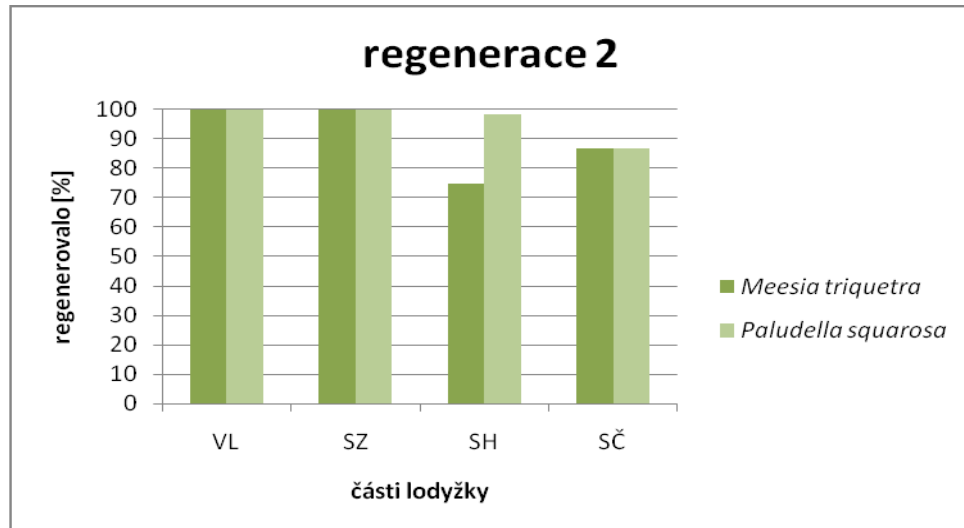


Schopnost regenerace z fragmentů lodyžek se mezi druhy *Hamatocaulis vernicosus* a *Calliergonella cuspidata* významně nelišila (Tab. 1). Počty regenerujících částí se ale významně liší jak v poloze na lodyžce tak i mezi lokalitami. Lokality se také vzájemně liší v úspěšnosti regenerace jednotlivých částí.

**Tab. 1** Shrnutí signifikace jednotlivých členů testovaných při postupném výběru modelu. Vzhledem k nesignifikantnímu efektu druhu nebyly interakce zahrnující tento člen testovány.

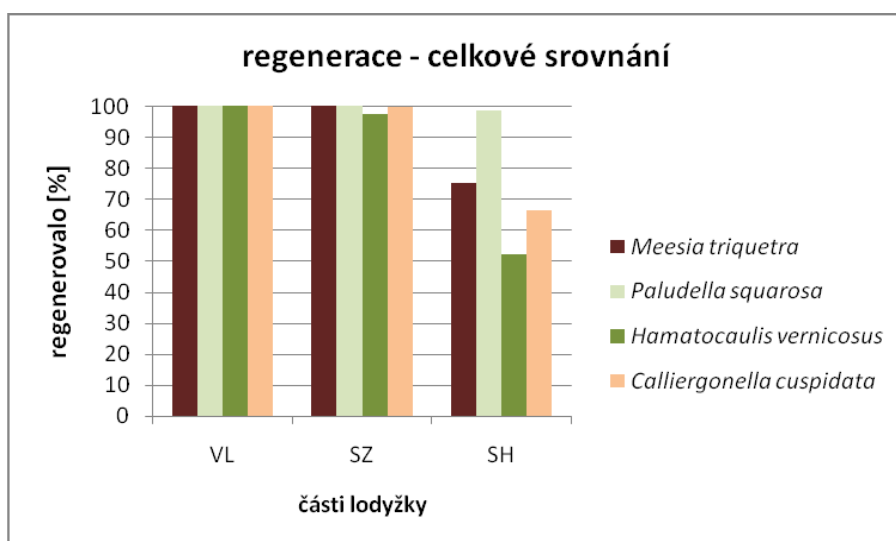
	Df	$\chi^2$	p
<b>část</b>	6	2178,58	<0,001
<b>lokality</b>	2	30,7738	<0,001
<b>druh</b>	1	0,045	0,831
<b>lokality*část</b>	12	37,136	<0,001

V dalším pokusu byla zkoumána regenerační schopnost druhů *Meesia triquetra* a *Paludella squarrosa*, které prokázaly rovněž vysokou schopnost regenerace (obr. 4). U černých částí byla regenerační schopnost vyšší než 85 %, u hnědých vyšší než 70%. Nebyly také pozorovány významnější rozdíly v regenerační schopnosti těchto dvou druhů.



**Obr. 4** Regenerace; rozdíl mezi jednotlivými částmi lodyžky a druhy. Použité zkratky v příloze 1.

Při porovnání dat z obou souborů je zřejmé, že regenerační schopnost vzácných druhů není horší, než u druhů běžnějších (obr. 5).



**Obr. 5** Regenerace; rozdíl mezi jednotlivými částmi lodyžky a všemi studovanými druhy. Použité zkratky v příloze 1.

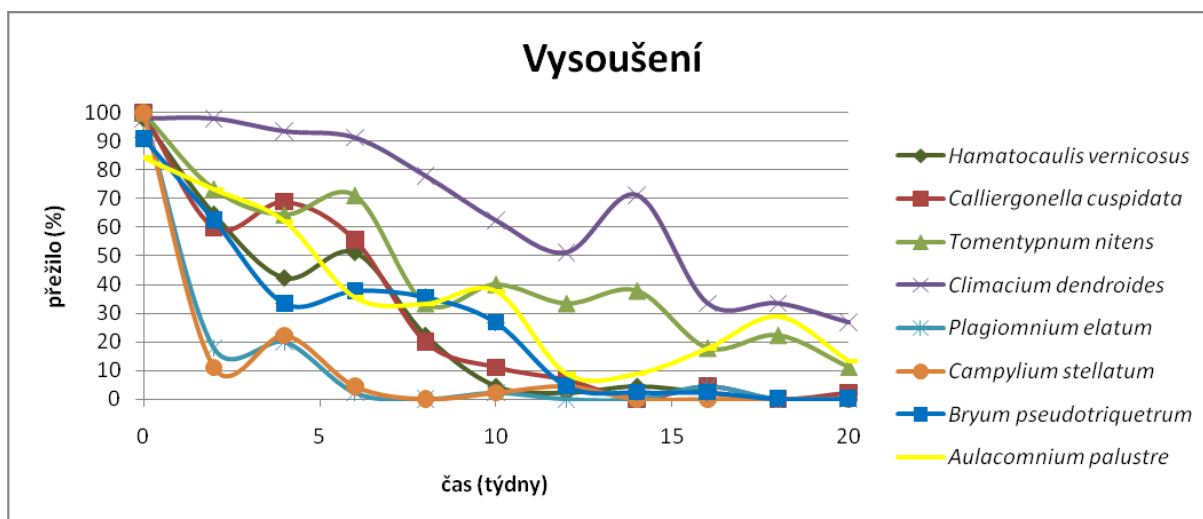
## Vysoušení

Reakce studovaných druhů (*Aulacomnium palustre*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergonella cuspidata*, *Campylium stellatum*, *Climacium dendroides*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Plagiomnium elatum* a *Tomentypnum nitens*) na vysoušení se signifikantně odlišují (tab. 2). Se vzrůstající dobou vystavení suchu se signifikantně zhoršuje jejich schopnost zregenerovat. Také se liší průběh rychlosti vymírání mezi těmito druhy.

Tab. 2 GLM - Výsledky tolerance k vyschnutí.

	Df	F	p
druh	7	11,831	<0,001
čas	1	548,729	<0,001
druh*čas	7	3,200	0,024
Error	776		

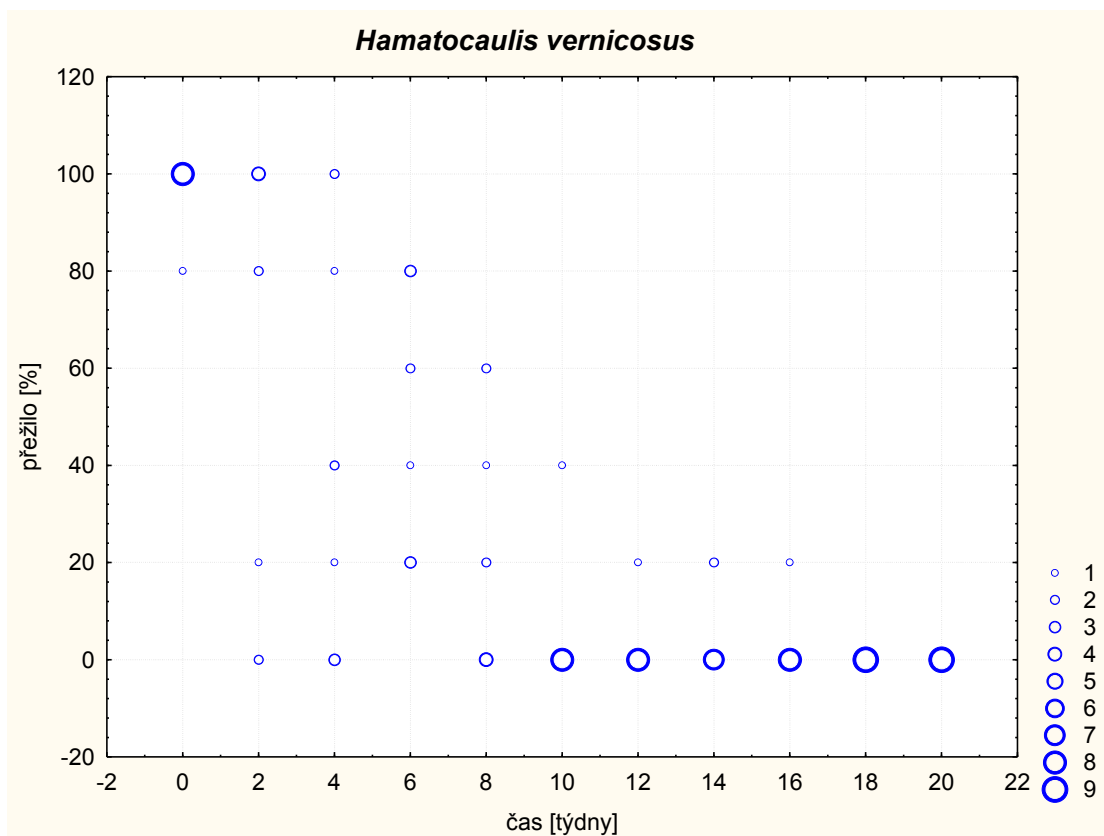
Průběh reakce studovaných druhů na vysoušení ilustruje nejlépe souhrnný graf (obr. 6), který ukazuje průměrný podíl lodyžek, které byly schopny obnovit růst po 0-20 týdnech sucha. Nejlépe snáší vyschnutí *Climacium dendroides*, nejhůře *Campylium stellatum* a *Plagiomnium elatum*. Bultové druhy jako *Aulacomnium palustre*, *Climacium dendroides* a *Tomentypnum nitens* byly schopny alespoň zčásti (>10 %) přežít i 20 týdnů sucha.



Obr. 6 Souhrnný graf reakce studovaných druhů na vysoušení. Průměrný podíl lodyžek, které byly schopny obnovit růst po 0-20 týdnech sucha.

V prvních deseti týdnech se mechy dělí na tři výrazné skupiny. Zřetelně nejlépe snáší vyschnutí *Climacium dendroides*, na opačném pólu s nejnižšími počty zregenerovaných lodyžek jsou *Campylium stellatum* a *Plagiomnium elatum*, zatímco uprostřed se nachází poměrně široké nediferencované pásmo ostatních druhů. Po desátém týdnu se situace mění, pravděpodobnost regenerace většiny druhů klesá pod 10 % a pouze u *Tomentypnum nitens* a *Climacium dendroides* je výrazně vyšší. Po 16. týdnu vysoušení je schopnost obnovit růst u většiny druhů téměř nulová, jen *Aulacomnium palustre*, *Tomentypnum nitens* i *Climacium dendroides* stále obnovují růst s pravděpodobností větší než 10%.

Je-li *Hamatocaulis vernicosus* vystaven nepřetržitému suchu více než 6 týdnů, jeho schopnost pokračovat v růstu klesne na 50 % (obr. 7). Trvá-li sucho déle než 10 týdnů, obnoví růst již jen minimum lodyžek. Po 18 týdnech již nebyly zaznamenány žádné živé lodyžky.

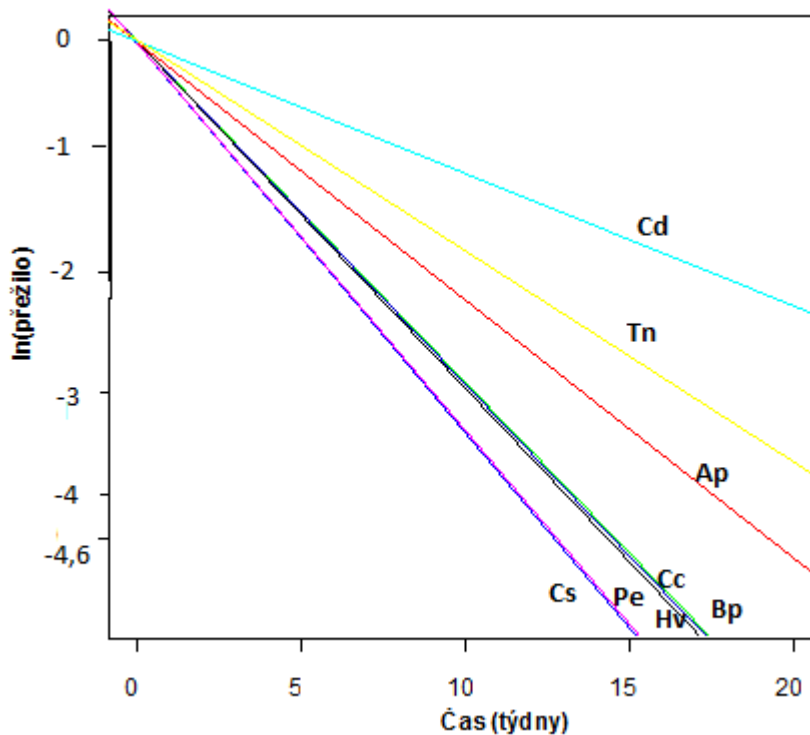


**Obr. 7** Schopnost *Hamatocaulis vernicosus* obnovit růst po 0-20 týdnech vysušení. Frekvenční graf, velikost kolečka udává počet totožných pozorování. Každý týden bylo pro jeden druh učiněno 9 pozorování. Za pozorování je považována mistička s pěti lodyžkami mechu.

Zatímco u některých zkoumaných druhů je tolerance k vyschnutí velmi podobná či téměř identická, *Climacium dendroides* se od ostatních druhů signifikantně odlišovalo svou lepší schopností přežít dlouhodobé vysušení (tab. 3, obr. 8).

**Tab. 3** Mnohonásobná porovnání regenerační schopnosti mezi jednotlivými druhy (Tukey HSD). Červeně označené dvojice se signifikantně liší na  $\alpha = 0,05$ .

druh	Hv	Cc	Tn	Cd	Pe	Cs	Bp	Ap
Hv		0,999696	0,000032	0,000032	0,004062	0,002296	1,000000	0,004836
Cc	0,999696		0,000032	0,000032	0,000551	0,000299	0,999749	0,027019
Tn	0,000032	0,000032		0,005528	0,000032	0,000032	0,000032	0,186418
Cd	0,000032	0,000032	0,005528		0,000032	0,000032	0,000032	0,000032
Pe	0,004062	0,000551	0,000032	0,000032		1,000000	0,003852	0,000032
Cs	0,002296	0,000299	0,000032	0,000032	1,000000		0,002172	0,000032
Bp	1,000000	0,999749	0,000032	0,000032	0,003852	0,002172		0,005096
Ap	0,004836	0,027019	0,186418	0,000032	0,000032	0,000032	0,005096	



**Obr. 8** Schopnost studovaných druhů přežít vysušení . Nejlépe toleroval sucho *Climacium dendroides*, nejhůře *Campylium stellatum* a *Plagiomnium elatum*. *Hamatocaulis vernicosus* reagoval podobně jako *Calliergonella cuspidata* a *Bryum pseudotriquetrum*. Použité zkratky druhů v příloze 1.

## Růstová rychlost

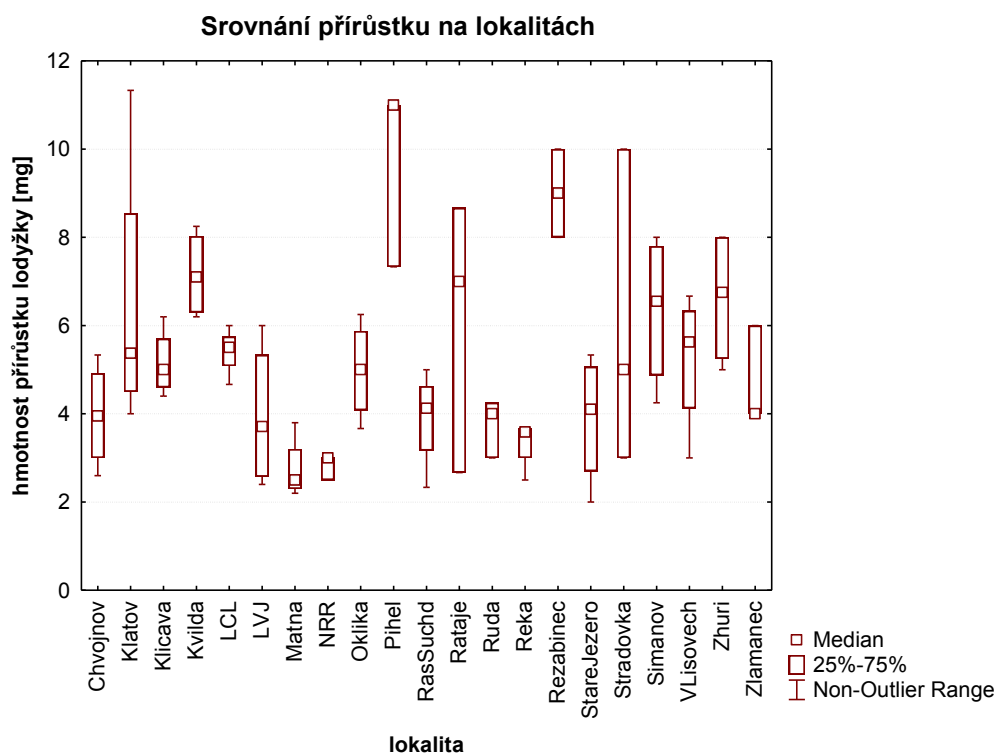
Přírůstek mechu *Hamatocaulis vernicosus* byl v průměru 0,5 cm za týden. Pro jednu průměrnou lodyžku to představuje týdenní nárůst biomasy přibližně 0,6 mg (tab. 4). Hmotnost lodyžky koreluje s délkovým přírůstkem ( $r=0,337$ ,  $p=0,003$ )

Tab. 4 Základní charakteristiky přírůstku lodyžek za 9 týdnů.

	délka (cm)	hmotnost (mg)	hmot./del (mg/cm)
<b>průměr</b>	4,179123	5,187	1,295
<b>maximum</b>	8,9	11,333	2,500
<b>minimum</b>	2,14	2,000	0,400

Výsledky ukazují, že růstová rychlost *H. vernicosus* se mezi lokalitami signifikantně odlišuje (jednocestná ANOVA:  $F_{20;55}=3,79$ ;  $p=0,00005$ , obr. 9).

Nejvyšší průměrný přírůstek suché biomasy byl na lokalitách Pihel a Řezabinec, zatímco nejnižší na lokalitách Matenský rybník, Nový rybník u Rohozné a Řeka.



Obr. 9 Srovnání průměrné hmotnosti přírůstku lodyžek *H. vernicosus* na lokalitách. Přírůstky se signifikantně odlišují (jednocestná ANOVA:  $F_{20;55}=3,79$ ;  $p=0,00005$ ).

Na přírůstek hmotnosti biomasy *H. vernicosus* měly průkazný vliv pouze obsah celkového uhlíku CTOT, pokryvnost bylinného patra E1 a průměrná vlhkost lokality (tab. 5).

**Tab. 5** Marginální efekty jednotlivých charakteristik prostředí. Červeně zvýrazněné veličiny měly na přírůstek hmotnosti *Hamatocaulis vernicosus* průkazný vliv ( $p < 0,05$ ).

	<b>Df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>E1</b>	1	12,320	<b>0,003</b> **
<b>Ca</b>	1	0,092	0,766
<b>Na</b>	1	2,853	0,109
<b>K</b>	1	1,847	0,192
<b>Mg</b>	1	0,990	0,334
<b>Fe</b>	1	0,246	0,626
<b>NH<sub>4</sub>,N</b>	1	0,054	0,819
<b>NO<sub>3</sub>,N</b>	1	1,759	0,202
<b>PO<sub>4</sub>,P</b>	1	0,134	0,719
<b>CTOT</b>	1	16,093	<b>0,001</b> ***
<b>NTOT</b>	1	2,496	0,133
<b>pH</b>	1	1,339	0,263
<b>voda</b>	2	4,444	<b>0,029</b> *
<b>kompakt</b>	2	0,548	0,589
<b>nadm. výška</b>	1	0,156	0,698

Na základě postupné regrese (stepwise regression) byly nalezeny 3 faktory nejvíce ovlivňující hmotnostní přírůstek lodyžky. Těmito faktory jsou obsah celkového uhlíku CTOT, pokryvnost bylinného patra E1 a obsah NO<sub>3</sub><sup>-</sup> iontů. Z nich pouze první dva jsou statisticky průkazné při parametrickém testu na hladině významnosti  $\alpha = 0.05$  (tab. 6).

**Tab. 6** Shrnutí finálního modelu s vybranými efekty. Červeně zvýrazněné prediktory měly na přírůstek hmotnosti *Hamatocaulis vernicosus* signifikantní vliv v parametrickém testu ( $p < 0,05$ ).

	<b>Df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>CTOT</b>	1	21.921	<b>&lt;0,001</b> ***
<b>E1</b>	1	5.487	<b>0,033</b> *
<b>NO<sub>3</sub>.N</b>	1	2.670	0,123
<b>Error</b>	15		

## **Diskuse**

### **Regenerace z vegetativních částí**

Regenerační schopnost „hnědých mechů“ se ve výše popsáných pokusech i ve srovnatelných studiích jiných autorů ukazuje být značně vysoká (Miller & Ambrose 1976, Poschlod & Schrag 1990, Cleavitt 2002, Mälson & Rydin 2007). Lodyžky všech čtyř zkoumaných druhů vykazovaly podobné regenerační schopnosti, i když jde o druhy morfologicky i taxonomicky rozdílné. Také jejich vzácnost v naší krajině je velmi rozdílná, což poskytuje zajímavý náhled do biologie vzácných druhů a jejich podobnostem či rozdílům s druhy běžnými. *Calliergonella cuspidata* představuje běžný neohrožený druh (LC), *Hamatocaulis vernicosus* se řadí do kategorie zranitelných (VU) a *Meesia triquetra* i *Paludella squarrosa* patří dokonce mezi kriticky ohrožené druhy (CR) (Kučera & Váňa 2005). Zdá se tedy, že zvýšená schopnost zregenerovat z části gametoforu nepatří mezi klíčové prvky podmiňující ohrožení slatiništních mechů, protože v tom případě by byla jejich regenerační schopnost průkazně odlišná. Naznačené tendence k lepším regeneračním schopnostem mechů s vyšším stupněm ohrožení korespondují se závěry Cleavitt (2002), že vzácné druhy si díky zvýšenému selekčnímu tlaku vyvinuly silnější schopnost vegetativního rozmnožování. Neznáme ale četnost výskytu jednotlivých druhů v minulosti před silnějším ovlivněním jejich biotopů člověkem. Člověkem způsobené intenzivní změny v krajině, odehrávající se pouze několik desítek či stovek let, jsou z hlediska rostlinné evoluce sotva dostatečně stálým a dlouhotrvajícím podnětem, aby se projevíly v evolučním přizpůsobení druhů. Spíše by šlo uvažovat o opačné závislosti, tedy že mechy, které při svém rozmnožování spoléhají příliš silně na vegetativní rozmnožování, se kvůli své malé flexibilitě staly více ohroženými.

Otázkou zůstává, jak v praxi v přirozených podmínkách toto vegetativní rozmnožování funguje a jak velký podíl má na rozšiřování slatiništních mechů. Lze předpokládat, že na krátké vzdálenosti se slatiništní mechorosty šíří spíše postupným rozrůstáním trsů (Longton & Schuster 1983). Jelikož při svém růstu tvoří značně kompaktní trsy, nabízí se otázka, jak často a jakým způsobem vlastně docházelo k odlomení vrcholku lodyžky, větvičky či jiné části, aby pro rostlinu mělo smysl vytvořit si na to adaptaci. Drobné disturbance jako rozšlapání trsu zvířetem či stromový vývrát jsou v rašeliništích běžnými událostmi (Gunnarsson & Söderström 2007), což má zároveň tu výhodu, že rozlámání lodyžek je doprovázeno narušením mechového krytu v okolí a tvorbou gapů. Právě v mělkých gapech se fragmenty



lodyžek poměrně dobře uchycují a pokračují ve svém růstu (Manukjanová unpubl., Bradáčová, os. sdělení). Na druhou stranu se pozitivní vliv disturbance na uchycování mechu druhu *Sphagnum angermanicum* nepodařilo prokázat (Gunnarsson & Söderström 2007). Také hydrochorie má pravděpodobně významný podíl na disperzi fragmentů, neboť stoupne-li na lokalitě hladina vody nad okolní terén, fragmenty mohou být snadno unášeny na jiné místo.

Další možností disperse fragmentů gametoforu je rozšiřování v zimě se sněhem, které bylo pozorováno u mnoha různých rodů (Miller & Ambrose 1976, McDaniel & Miller 2000). Při teplotách pod bodem mrazu zmrzne voda v lodyžkách, které se tímto stávají křehčí a snáze se odlomí. Na druhou stranu je počet dní s tak nízkou sněhovou pokrývkou, aby jí lodyžky nebyly příliš chráněny, a zároveň silným mrazem a větrem dosti malý. Pravděpodobně je nejvíce uplatněna kombinace obou výše zmíněných možností, tedy narušení mechového trsu například procházejícím zvířetem a smísení fragmentů se sněhem, s nímž jsou při následném větru odváty na jiné místo, kde mají možnost se po odtátí sněhu uchytit.

Je zajímavé srovnat výsledky s prací Poschlod & Schrag (1990), kteří dělali velmi podobné pokusy na příbuzných druzích mokřadních mechů. Zájmový druh *Hamatocaulis vernicosus* lze nejlépe srovnávat s druhem *Scorpidium cossonii*, jehož vzhled, velikost i biologie jsou značně podobné (Štechová et al. 2008). Také jejich regenerační schopnosti se ukázaly být velmi podobné. Když pomíneme hnědé větvičky, jejichž regenerace se velmi lišila i v rámci jednoho druhu z různých lokalit, není pro žádnou z částí lodyžky rozdíl v regeneraci větší než 8 % (průměr <3 %). Pravdou ale je, že podobně vychází porovnání zájmového druhu s druhem *Calliergonella cuspidata* (průměr <4 %), který se navzdory podobnosti jmen do čeledi *Calliergonaceae* vůbec neřadí a i jeho ekologické nároky mají značně širší toleranci. Nelze ovšem říci, že všechny mokřadní mechy reagují stejně. Pokud se totéž srovnání provede mezi druhem *Hamatocaulis vernicosus* a zbylými druhy zmiňované studie (*Aulacomnium palustre*, *Calliergon giganteum*, *Straminergon stramineum*, *Campylium stellatum* a *Scorpidium scorpioides*), získáme čísla v rozmezí 5 – 25 %). Ač jsou zde uvedena poměrně přesně vypadající čísla, závěry lze dělat jen malé. Obě studie dělí totiž nejenom dvacet let, ale hlavně lehce odlišné podmínky pěstování a metodika, které mohly výsledky značně ovlivnit. To nejlépe ilustruje i fakt, že výsledky podobného pokusu prováděného tři roky před touto studií ve stejných podmínkách stejnou osobou (Manukjanová 2008) nejsou totožné se současnými, ač změna metodiky nebyla nijak velká (odlišné uspořádání pokusu v prostoru a jiné zdrojové lokality použitého rostlinného materiálu). Předchozí výsledky pak vedly k odlišným závěrům jako zdánlivá neschopnost *Hamatocaulis vernicosus* regenerovat

z lístků nebo jeho mizivá schopnost regenerace ze všech hnědých částí lodyžky, které se nyní ukázaly jako chybné.

Právě vliv lokality, ze které byly vzorky odebrány, byl při tomto pokusu významnější než druhová příslušnost. To může být způsobeno různými faktory, z nichž bohužel zdaleka ne všechny mohou poskytnout relevantní informaci o biologii druhu. Jedním z možných vysvětlení je různá vitalita mechů na lokalitách, neboť probíhající negativní změny v krajině jako vysoušení lokalit a jejich eutrofizace mohou vitalitu slatiništních mechů snižovat (Hedenäs 1989, Navrátilová et al. 2006, Štechová & Kučera 2007, Štechová et al. 2008, Štechová et al. 2010a). Další možností může být odlišnost přizpůsobení různých populací podmínkám, neboť díky „*dispersal limitation*“ spolu jednotlivé populace ve fragmentované krajině příliš nekomunikují (Gunnarsson & Söderström 2007). Jelikož existují odlišné genetické linie hodnocené jako kryptické druhy (Hedenäs & Eldenas 2007), nelze vyloučit ani genetickou příčinu, neboť o rozdílech v biologii těchto kryptických druhů není téměř nic známo a genetická prozkoumanost populací v ČR je minimální. Aby byl výčet kompletní, vždy existuje možnost, že se mech nějak poškodil při sběru nebo transportu, i když byl po celou dobu udržován vlhký a tato možnost se nejeví být příliš pravděpodobné.

Napříč druhy regenerovaly nejlépe vrcholky lodyžek, které pokračovaly v růstu ve všech případech, což odpovídá i výsledkům jiných studií prováděných na regeneračních schopnostech mechorostů (Poschlod & Schrag 1990, Mälson & Rydin 2007). U slatiništních mechů, jejichž růst je většinou neukončený a identifikace jedné lodyžky je téměř nemožná, nepřekvapí vysoké číslo zregenerovaných apikálních částí. S jistou nadsázkou by šlo říci, že do Petriho misky byla umístěna celá lodyžka, ač její délka byla pouhý 1 cm. Mnohem zajímavější jsou výsledky regeneračního potenciálu ostatních částí. Větvička se totiž může, ale nemusí stát hlavní lodyžkou. Občas se při růstu stane, že vrcholek větvičky zmohutní natolik, že je schopen růst stejně rychle jako hlavní vrchol a tyto dva vrcholy rostou vedle sebe, dokud spodek lodyžky nezetlí a z původní větvičky se stává samostatná nezávislá lodyžka (Longton & Schuster 1983, Pfeiffer et al. 2006). Velmi podobný průběh může mít růst po odlomení hlavního vrcholu. Tehdy se často iniciuje růst jednoho či více adventivních vrcholů přímo z hlavní lodyžky, což odpovídá středové části lodyžky v pokusu. I proto byla patrně regenerační schopnost všech zelených částí tak vysoká. Překvapivá by mohla být vysoká regenerační schopnost hnědých a dokonce i černajících částí mechů, u nichž se už lístečky začínají rozkládat. Při pokusech s regenerací rodu *Sphagnum* byl prokázán vysoký regenerační potenciál nezelených částí lodyžek (Clymo & Duckett 1986) a také jiné studie

ukazují, že počínající rozklad tkání bývá často impulsem pro regeneraci (Heald 1898, Pfeiffer et al. 2006).

Zajímavé výsledky přinesla regenerace z lístků. Oba druhy, u nichž byla studována (*Hamatocaulis vernicosus* a *Calliergonella cuspidata*), prokázaly alespoň minimální regenerační potenciál. U žádného z druhů ale nevyrůstala nová rostlinka ze špičky lístku, jako tomu bylo u druhů *Calliergon giganteum* a *Straminergon stramineum* v podobné studii (Poschlod & Schrag 1990), ale z buněk bazálních. Regeneraci z bazálních buněk a z plochy lístku pozoroval u druhu *Physcomitrium turbinatum* také Meyer (1942) Nelze bohužel s jistotou určit, zda bazální buňky lístku patří lístku opravdu, či jde již o pokožkové buňky samotné lodyžky. I tak by ale bylo pozoruhodné, jak malá část tkáně postačuje k tvorbě nové lodyžky. Dle některých studií mají ale regenerační potenciál i velice malé fragmenty o velikosti přibližně 1 mm (Miller a Ambrose 1976). Názory na vliv délky fragmentu na úspěšnost regenerace se různí. Zatímco podle Rincona (Rincon 1988) nemá počáteční délka fragmentu na jeho regeneraci ani přírůstek vliv, Løe & Söderström (2001) zaznamenal nižší regeneraci u malých fragmentů.

Bylo by patrně velmi užitečné uskutečnit tyto pokusy s využitím různých kultivačních médií, neboť při pěstování játrovek v různých médiích byly zaznamenány odlišné výsledky (Løe & Söderström 2001). Zvláště při regeneraci lístků se často dosahuje dobrých výsledků s použitím vyživujícího agaru jako kultivačního média (Selkirk 1980, Løe & Söderström 2001). I když pro krátkodobé pěstování se pouhé zalévání vodou zdá být dostačující, při dlouhodobých pokusech by mohl mít nedostatek živin velmi negativní vliv.

Výborné regenerační schopnosti těchto mechů jsou velkou výhodou při snaze o obnovu lokalit, revitalizaci nebo zvětšení populace konkrétního druhu na lokalitě (Kooijman et al 1994, Cleavitt 2001, Mälson & Rydin 2007, Gunnarsson & Söderström 2007). Stává se, že když při kosení lokality jsou posekány i apikální části mechů a rozneseny takto po lokalitě, může to mít pozitivní vliv na zvětšení místní populace druhu (Štechová os. sdělení). V případě velmi malé populace druhu na lokalitě se při obnově nabízí možnost rozdělit několik lodyžek na malé fragmenty a umístit je do připraveného mělkého gapu (Štechová et al. 2010b). To nijak neohrozí zdrojovou populaci (nečítá-li méně než několik jedinců) a zároveň pomůže rozšířit mech tam, kde jsou sice vhodné podmínky, ale sám by se tam nebyl schopen rozšířit, neboť vzdálenost šíření fragmentů gametofytu je omezená (Gunnarsson & Söderström 2007). Lehce odlišnou techniku spočívající v použití pouze apikálních částí lodyžek navrhuje Gunnarsson & Söderström (2007) pro druh *Sphagnum angermanicum*.

Původní lodyžky ponechané na místě bez větších problémů zregenerují, zatímco apikální části, které mají největší regenerační potenciál, poslouží jako materiál pro vytvoření nové populace. Tato metoda se velmi podobá neúmyslnému rozšiřování apikálních fragmentů mechů při nízkém kosení.

Další možností je kultivace fragmentů *in vitro* podobně, jako tomu bylo při provádění pokusu. Výhodou této metody je možnost vytvoření co nejoptimálnějších podmínek pro růst fragmentů a tím maximální snížení jejich mortality. Z několika lodyžek lze takto vypěstovat celý trs, který má větší šanci obstát při kompetici na lokalitě, než jednotlivé rostlinky (Gunnarsson & Söderström 2007). Je však třeba zdůraznit, že přenášení rostlin na jinou lokalitu než ze které byly odebrány, je lépe se vyhnout, či tak činit jen po zralé úvaze v odůvodněných případech (Mälson & Rydin 2007).

## Vysoušení

Výsledky ukazují, že slatiništní mechy se značně liší v toleranci k vyschnutí. Zajímavé je, že i když většina zkoumaných druhů potřebuje ke svému životu zvýšené množství vody, jsou schopny přežít i několikátýdenní vyschnutí a poté obnovit růst. Podobná zjištění učinili Kooijman & Whilde (1993) při terénních pozorováních slatiništního mechu *Scorpidium scorpioides*. To je patrně dáno nutným přizpůsobením těchto mechů ke kolísání vodní hladiny, kdy při extrémním letním suchu mohou trpět nedostatkem vody či úplným vyschnutím.

I když byly všechny mechy pro tento experiment sbírány na slatiništních s výskytem *H. vernicosus* a jejich biotop je tudíž stejný, jejich tolerance k vyschnutí se různí. Zatímco *Climacium dendroides* a *Tomentypnum nitens* snášejí poměrně dobře i několikaměsíční absenci vody, *Plagiomnium elatum* a *Campylium stellatum* umírají již po několika málo týdnech sucha. Klíčový druh této studie, *Hamatocaulis vernicosus*, patřil svou tolerancí k vyschnutí mezi tyto dvě skupiny spolu s druhy *Calliergonella cuspidata* a *Bryum pseudotriquetrum*. *Bryum pseudotriquetrum* přitom bývá označováno jako druh nesnášející vysušení (Seel et al. 1992, Cleavitt 2002). Je ale třeba brát v úvahu škálu, na které druhy poměřujeme. Oproti epilittickým druhům suchých stanovišť, jakým je třeba *Syntrichia ruralis*, se zdá být tolerance k suchu u tohoto mokřadního druhu mizivá, zatímco mezi druhy ze stejného biotopu dosahuje průměrných výsledků. Výsledky druhu *Aulacomnium palustre* byly značně rozkolísané, což je snad možné přičíst potenciální nevhodnosti podmínek, za jakých

byl pěstován, neboť i v kontrolních vzorcích bez jakéhokoli vysušení byla patrná značná mortalita. Dalším možným vysvětlením by mohl být případný špatný stav lodyžek v některých trsech již při sběru. Nevyhovující podmínky jako například suché periody před sběrem vzorků mohou totiž výrazně snížit toleranci jedinců k vyschnutí (Hájek & Beckett 2008).

Kdyby byly do studie zahrnuty pouze druhy *Hamatocaulis vernicosus* a *Climacium dendroides*, mohlo by se zdát, že schopnost snášet vyschnutí je závislá čistě na dostupnosti vody v mikrostanovišti druhu, jak navrhuje mnohé studie jiných autorů (Lee & Steward 1971, Seel et al. 1992, Oliver et al. 1993, Šinžar-Sekulić et al. 2005). Díky širší paletě zkoumaných druhů je ale zřejmé, že tato korelace není absolutní a na jemné škále zdaleka neplatí s takovou jistotou (Cleavitt 2002). Některé druhy, které se mnohdy vyskytují na stanovištích s odlišnými vlhkostními podmínkami, měly téměř identické výsledky tolerance k vysušení. To dobře ilustruje případ druhů *Hamatocaulis vernicosus* a *Calliergonella cuspidata*. Zatímco *Hamatocaulis vernicosus* je vázán na místa s trvale zvýšenou hladinou podzemní vody, *Calliergonella cuspidata* tak úzkou ekologickou amplitudu nemá a často roste i ve středně vlhkých trávnicích. Přesto se jejich schopnost snášet vyschnutí téměř nelišila. Nabízí se ale otázka, zda by stejné výsledky byly i v případě, že by *Calliergonella cuspidata* byla sbírána na výrazně sušším stanovišti, neboť důležitou roli zde může hrát i přivyknutí určitým podmínkám.

Tuto studii lze v mnoha ohledech považovat za pilotní, neboť o toleranci k suchu je o slatiništních mechách známo jen velmi málo, mnohem méně než například o epilitických druzích (Seel et al. 1992, Oliver et al. 1993, Oliver et al. 2004). Navíc se většina prací zaměřovala na fyziologické aspekty reakce na vodní stres, takže materiálů ke srovnání mnoho není. Je však třeba podotknout, že nejde čistě o toleranci k vyschnutí, jak ji chápe většina autorů, ale spíše o kombinaci schopnosti snášet dlouhotrvající sucho a schopnosti regenerace. Pouze v několika prvních týdnech totiž dochází k obnově funkčnosti původních tkání lístků. Po delší době už buňky lístků svou fotosyntetickou činnost neobnoví, ale z dormantních pupenů vyraší nové větvičky, které pokračují v růstu (Watson 1914). To se shoduje se závěry, která učinil Imscher (1912), že i po odumření buněk v lístku je rostlinka schopna pokračovat v růstu. Je tedy vlastně zajímavé, že studované slatiništní mechy neprokázaly ještě vyšší schopnost přežít vysušení, než podobné druhy *Warnstofia exannulata*, *Warnstorfia fluitans* a *Philonotis fontana* v Imschreových pokusech, jejichž listové buňky přežily 15-20 týdnů sucha. I po ztrátě životaschopnosti listových buněk by rostlina měla být schopna vyrašit

z adventivních pupenů, což se potvrdilo i u mechů v našich pokusech. Druhy *Philonotis fontana* a *Warnstofia exannulata* byly dokonce i po 9 měsících vysušení schopny vytvořit protonema (Imscher 1912), z něhož po delší kultivaci mohou vyrůst nové rostliny. Je tedy možné, že při dostatečně dlouhé době po opětovném namočení a při použití vhodného média by prokazovaly i druhy v našem pokusu větší schopnost regenerace po vysušení. Vznik nových lodyžek přes fázi protonematu je ale záležitost dlouhodobá a při designu pokusu, který byl použit v této studii, spíše nepravděpodobná. Na schopnost přežít vodní stres má ale velký vliv i rychlost vysychání (Krochko et al. 1978, Bohnert 2000), a intenzita osvitů v jeho průběhu, což může být příčinou odlišných výsledků u různých studií.

I když podmínky v průběhu pokusu neodráží skutečné podmínky na lokalitách, kde i při déletrvajícím suchu dochází k občasnému navlhčení lodyžek vlivem rosy či mnohem rychlejšímu vysychání za horkého dne, přesto je možné si na základě výsledků udělat alespoň rámcovou představu o působení dlouhotrvajícího sucha na slatiništní mechy, což může být užitečné pro praktickou ochranu druhů na těchto stanovištích.

## Růstová rychlost

Výsledky ukazují signifikantní rozdíly v přírůstku mechu *Hamatocaulis vernicosus* na jednotlivých lokalitách (obr. 9). Hmotnost suché biomasy byla použita proto, že pouhý délkový přírůstek neodráží často přesně růstovou kvalitu mechu, i když spolu tyto veličiny silně korelují (Kooijman & Whilde 1993, Kooijman & Bakker 1995). Občas se sice stává, že lodyžky jsou robustní a zároveň rychle rostou do délky, ale stejně tak je běžná situace, kdy lodyžky sice rostou rychle, ale jsou tenké a vytáhlé a jejich vitalita je špatná. Tento fenomén je způsobován především vysokou pokryvností cévnatých rostlin v bylinném patře E1, která je klíčovým faktorem ovlivňujícím vegetační složení slatinišť (Jensen & Meyer 2001). Z výsledků vyplývá, že při vyšším zápoji bylinného patra se signifikantně snižuje přírůstek biomasy mechu *Hamatocaulis vernicosus*, což podporují i zjištění jiných autorů (Bauer et al. 2007). Narozdíl od *Hamatocaulis vernicosus* se zdá být produkce biomasy druhu *Calliergonella cuspidata* na intenzitu osvitů méně citlivá (Kooijman 1993, Bergamini & Peintinger 2002). To může být značnou kompetiční výhodou při zhoršených podmínkách na lokalitě, protože *Calliergonella cuspidata* je pro *Hamatocaulis vernicosus* důležitým kompetitorem (Štechová et al. 2008). Vliv intenzity osvitů na kompetici bokoplodých mechů potvrdili i van der Hoeven & During (1997).

Ač se vytáhlé a slabé lodyžky vyskytují na mnoha lokalitách, jde patrně o reversibilní stav, neboť po odstranění bylinného patra E1 se mech vrátí k normálnímu růstu. To se nejčastěji děje v mikrostanovištích s dominancí širolistých druhů bylin (např. *Menyanthes trifoliata* nebo *Potentilla palustris*). Tyto rostliny sice částečně inhibují růst mechového patra, ale po jejich odstranění zůstane otevřený prostor s dominancí mechorostů. Problémy se začnou objevovat především při opakovaném neodstraňování biomasy bylinného patra, protože slatiništní mechy jsou schopné přežít zástin pouze krátkodobě. Při dlouhodobé absenci managementu se výrazně snižuje pokryvnost mechového patra (Peintinger & Bergamini 2006, Hájková et al. 2009). To se děje zvláště na lokalitách se zvýšenou eutrofizací (Kooijman 1993) nebo narušeným vodním režimem, kde není růst cévnatých rostlin blokován vysokou hladinou podzemní vody.

Vliv výšky a kolísání vodní hladiny měl na přírůstek biomasy *Hamatocaulis vernicosus* značný vliv (cf. Bauer et al. 2007). Podobné výsledky zaznamenali Kooijman & Whilde (1993) pro druh *Scorpidium scorpioides*, který však preferuje vlhčí podmínky než *Hamatocaulis vernicosus* (Hedenäs & Kooijman 1996). Na lokalitě s nízkou hladinou vody v průběhu pokusu zastavil mech téměř svůj růst, takže jeho produktivita byla přibližně o 80 %

nižší než na lokalitách s příznivým vodním režimem. Podobně jako vliv pokryvnosti cévnatých rostlin je i dopad vysychání biotopu částečně reverzibilní, nicméně jak zdůrazňuje Bates (1997), způsobuje i krátkodobé (1 den) opakované vysoušení mechů hůř tolerujících sucho (*Brachythecium rutabulum*) žloutnutí tkání a zpomalení růstu. Pokud není pokles vodní hladiny dlouhodobý, je *Hamatocaulis vernicosus* schopen obnovit růstovou aktivitu, jak je vidět v pokusu na jiném místě této práce, který sleduje schopnost mechů přežít vyschnutí, zatímco dlouhodobý pokles vody vede k vymizení mnoha slatiništních mechorostů (Mälson et al. 2008).

Dalším faktorem, který zásadně ovlivňuje růst slatiništních mechů, je chemické složení vody. V případě druhu *Scorpidium scorpioides* koreluje délka a hmotnost přírůstku negativně se sodíkem, chloridy, hořčíkem a železem, ale nebyla pozorována žádná korelace mezi obsahem dusíku a růstovou rychlostí druhu (Kooijman & Whilde 1993). Ani u druhu *Calliergonella cuspidata* nebyl zaznamenán signifikantní vliv obsahu N na množství suché biomasy Bergamini & Peintinger (2002). Naše studie vliv  $\text{NO}_3^-$  na růst *Hamatocaulis vernicosus* ukazuje, i když vliv koncentrace  $\text{NH}_4^+$  ani celkového obsahu dusíku se prokázat nepodařilo. Zvýšení koncentrace  $\text{NH}_4^+$  i  $\text{NO}_3^-$  mívá obvykle na slatiništní mechy negativní následky, neboť zatímco nárůst jejich biomasy se snižuje, zvyšuje se díky eutrofizaci nárůst biomasy bylinného patra E1, což vede ke kompetičnímu znevýhodnění mechů (Verhoeven et al. in press). Výsledky naší studie nekorespondují zcela se závěry Paulissen et al. (2004), že „hnědé mechy“ jsou velmi citlivé na obsah  $\text{NH}_4^+$ , zatímco vyšší obsah nitrátů jsou schopny tolerovat, protože zatímco koncentrace  $\text{NO}_3^-$  snižovalo přírůstek *Hamatocaulis vernicosus*, vliv koncentrace  $\text{NH}_4^+$  byl zanedbatelný. Pozitivní vliv krátkodobě zvýšené hladiny obsahu dusíku zaznamenali Gunnarsson et al. (2000) a Aerts et al. (2001), ale tyto dvě studie byly zaměřeny na rašeliníky, které jsou na množství N zřejmě méně citlivé, než „hnědé mechy“.

Značně negativní vliv na produkci *Hamatocaulis vernicosus* měl i rozpuštěný organický uhlík CTOT. Protože ale tato veličina nebývá obvyklou součástí chemických analýz vysvětlujících přírůstek mechorostů, chybí srovnávací materiál k uspokojivému vysvětlení jejího vlivu. Jak ale ukazují všeobecněji zaměřené studie, bývá silně korelována s celkovou koncentrací dusíku (Vestgarden et al. 2010). To může být způsobeno vyšším rozkladem organického materiálu v produktivnějším prostředí.

Je velmi nepříjemné, že se nepodařilo dokončit druhou část pokusu, aby bylo možné srovnat přírůstek v terénu s přírůstkem ve standardizovaných podmínkách. To by mohlo pomoci odlišit případný vliv genetiky fixovaných přizpůsobení určitým podmínkám nebo lehce odlišné ekologii případných kryptických taxonů.



## **Závěry**

*Hamatocaulis vernicosus* i *Calliergonella cuspidata* jsou schopny zregenerovat z různých částí lodyžky, ale z hnědých jen špatně, z hnědých lístků regenerace pozorována nebyla. Rozdíly v regeneračních schopnostech zkoumaných slatiništních mechů byly nevýznamné, patrně tedy nejde o klíčový faktor znevýhodňující vzácné druhy při kompetici. Vegetativní rozmnožování je pravděpodobně využitelné při obnově složení mechového patra v případě revitalizace lokality.

Tolerance k vyschnutí je u slatiništních mechů různá, ale její korelace s vlhkostí jejich mikrostanovišť není absolutní. Bultové druhy jako *Aulacomnium palustre*, *Climacium dendroides* a *Tomentypnum nitens* byly schopny alespoň zčásti (>10 %) přežít i 20 týdnů sucha. *Hamatocaulis vernicosus*, jehož tolerance k vyschnutí byla v rámci sledovaných druhů střední, nebyl prakticky schopen obnovit růst již po 10 týdnech sucha. Nejhůře snášely vyschnutí *Campylium stellatum* a *Plagiomnium elatum*.

Přírůstek biomasy *H. vernicosus* se mezi lokalitami značně odlišuje, největší vliv na něj měly výška hladiny vody na lokalitě, pokryvnost bylinného vegetačního patra E1 a koncentrace rozpuštěného organického uhlíku CTOT. Největší vliv při pomnutí korelací jednotlivých veličin měly koncentrace rozpuštěného organického uhlíku CTOT a pokryvnost bylinného vegetačního patra E1 a koncentrace  $\text{NO}_3^-$ .

## **Literatura**

- Aerts R., Wallen B., Malmer N. & de Caluwe H. (2001): Nutritional constraints on *Sphagnum*-growth and potential decay in northern peatlands. – *Journal of Ecology* 89: 292–299.
- Bates J. W. (1997): Effects of intermittent desiccation on nutrient economy and growth of two ecologically contrasted mosses. – *Annals of Botany* 79: 299–309.
- Bauer I. E., Tirlea D., Bhatti J. S. & Errington R. C. (2007): Environmental and biotic controls on bryophyte productivity along forest to peatland ecotones. – *Canadian Journal of Botany* 85: 463–475.
- Belyea L. R. (1999): A novel indicator of reducing conditions and water-table depth in mires. – *Functional Ecology* 13: 431–434.
- Bergamini A. & Peintinger M. (2002): Effects of light and nitrogen on morphological plasticity of the moss *Calliergonella cuspidata*. – *Oikos* 96: 355–363.
- Bewley J. D. (1995): Physiological Aspects of Desiccation Tolerance – A Retrospect. – *International Journal of Plant Sciences*. 156: 393–403.
- Bohnert H. J. (2000): What makes desiccation tolerable? – *Genomebiology* 1: 1010.1–1010.4.
- Chopra R. N. & Kumra P. K. (1988): *Biology of bryophytes*. – New York, Wiley 368 pp.
- Church J. M., Hodgetts N. G., Preston C. D. & Stewart N. F. (2001): *British Red Data Books Mosses and Liverworts*. – Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- Cleavitt N. (2001): Disentangling moss species limitations: the role of physiologically based substrate specificity for six species occurring on substrates with varying pH and percent organic matter. – *The Bryologist* 104: 59–68.
- Cleavitt N. (2002): Stress tolerance of rare and common moss species in relation to their occupied environments and asexual dispersal potential. – *Journal of Ecology* 90: 785–795.
- Clymo R. S. & Duckett J. G. (1986): Regeneration of *Sphagnum*. – *New Phytologist* 102: 589–614.
- Council Directive 92/43/EEC (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. – The Council of the European Communities.
- Dierssen K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. – *Bryophytorum Bibliotheca* 56: 1–289.
- During H. J. (1979): Life strategies of bryophytes: a preliminary review. – *Lindbergia* 5: 2–18.
- During H. J. & van Tooren B. F. (1987): Recent developments in bryophyte population ecology. – *Trends in Ecology and Evolution* 2: 89–93.
- Frahm J. P. (2007): Diversity, dispersal and biogeography of bryophytes. – *Biodiversity and Conservation*. 17: 277–284.

- Frey W. & Kurschner H. (2010): Asexual reproduction, habitat colonization and habitat maintenance in bryophytes. – *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* (in press)
- Glime J. M. (2007): *Bryophyte Ecology*. Volume 1. Physiological Ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Accessed on 2. 1. 2011 at <<http://www.bryoecol.mtu.edu/>>.
- Glime J. M., Robert G. Wetzel R. G. & Kennedy B. J. (1982): The Effects of Bryophytes on Succession from Alkaline Marsh to *Sphagnum* Bog. – *American Midland Naturalist*. 108: 209–223.
- Gunnarsson U., Rydin H. & Sjörs H. (2000): Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlösbergs Stormosse, Central Sweden. – *Journal of Vegetation Science* 11: 277–286.
- Gunnarsson U. & Söderström L. (2007): Can artificial introductions of diaspore fragments work as a conservation tool for maintaining populations of the rare peatmoss *Sphagnum angermanicum*? – *Biological Conservation*, 135: 450–458.
- Hájek T. & Beckett R. P. (2008): Effect of Water Content Components on Desiccation and Recovery in *Sphagnum* Mosses. – *Annals of Botany* 101: 165–173.
- Hájek M. & Hájková P. (2007): Hlavní typy rašelinišť ve střední Evropě z botanického hlediska. – *Zprávy ČBS* 22: 19–28.
- Hájková P., Hájek M. & Kintrová K. (2009): How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia*-invaded fen? – *Journal of Applied Ecology* 46: 417–425.
- Heald F. F. (1898): A Study of Regeneration as Exhibited by Mosses. – *Botanical Gazette* 26: 169–210.
- Hedderson T. A. & Longton R. E. (1996): Life history variation in mosses: water relations, size and phylogeny. – *Oikos* 77: 31–43.
- Hedenäs L. (1989): *Drepanocladus vernicosus* in the Dominican Republic. – *The Bryologist* 92: 128–129.
- Hedenäs L., Bisang I. & Schnyder N. (2003): The distribution of bryophytes in Switzerland and Liechtenstein IV. *Hamatocaulis* and *Pseudocalliergon*. – *Botanica Helvetica* 113: 111–123.
- Hedenäs L. & Eldenäs P. (2007): Cryptic speciation, habitat differentiation, and geography in *Hamatocalis vernicosus* (Calliergonaceae, Bryophyta). – *Plant Systematics and Evolution* 268: 131–145.
- Hedenäs L. & Kooijman A. (1996): Phylogeny and habitat adaptations within a monophyletic group of wetland moss genera (Amblystegiaceae). – *Plant Systematics and Evolution* 199: 33–52.
- Heras P. & Infante M. (2000): On the presence of *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs (Amblystegiaceae) in Spain. – *Journal of Bryology* 22: 297–298.

- Irmscher E. (1912): Über die Resistenz der Laubmoose gegen Austrocknung und Kälte. – Jahrbücher für Wissenschaftliche Botanik 50: 387–449.
- IUCN (1994): IUCN Red List Categories. – IUCN, Gland, Switzerland.
- Janssens J. A. (1983): Past and extant distribution of *Drepanocladus* in North America with notes on the differentiation of fossil fragments. – Journal of the Hattori Botanical Laboratory 54: 251–298.
- Jensen K. & Meyer C. (2001): Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. – Plant Ecology 155: 169–181.
- Kooijman A. M. (1993): Causes of the replacement of *Scorpidium scorpioides* by *Calliergonella cuspidata* in eutrophicated rich fens 1. Field studies. – Lindbergia 18: 78–84.
- Kooijman A. M. & Bakker C. (1995): Species replacement in the bryophyte layer in mires: the role of water type, nutrient supply and interspecific interactions. – Journal of Ecology 83: 1–8.
- Kooijman A. M., Beltman B. & Westhoff V. (1994): Extinction and reintroduction of the bryophyte *Scorpidium scorpioides* in a rich-fen spring site in the Netherlands. Biological Conservation 69: 87–96.
- Kooijman A. M. & Whilde J. (1993): Variation in growth rates between populations of *Scorpidium scorpioides* with different habitats. – Journal of Bryology 17: 567–577.
- Krochko J. E., Bewley J. D. & Pacey J. (1978): The effects of rapid and very slow speeds of drying on the ultrastructure and metabolism of the desiccation-sensitive moss *Cratoneuron filicinum* (Hedw.) Spruce. – Journal of Experimental Botany 29: 905–917.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. (eds) (2002): Klíč ke květeně České republiky [Key to the flora of the Czech Republic]. – Academia, Praha.
- Kučera J. & Váňa J. (2003): Check- and Red List of bryophytes of the Czech Republic. – Preslia 75: 193–222.
- Kučera J. & Váňa J. (2005): Seznam a červený seznam mechorostů České republiky – Příroda 23: 1–104.
- Lee J. A. & Stewart G. R. (1971): Desiccation injury in mosses. I. Intraspecific differences in the effect of moisture stress on photosynthesis. – New Phytologist. 70: 1061–1068.
- Løe G. & Söderström L. (2001): Regeneration of *Herbertus* S. F. Gray fragments in the laboratory. – Lindbergia. 26: 3–7.
- Longton R. E. & Schuster R. M. (1983): Reproductive biology. – New Manual of Bryology, vol. 1 (ed. R. M. Schuster), pp. 396–462. Hattori Botanical Laboratory, Nichinan.
- Mälson K. (2008): Plant responses after drainage and restoration in rich fens. – Acta Universitatis Upsaliensis. Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology. Uppsala 439: 33pp.

- Mälson K., Backéus I. and Rydin H. (2008): Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. – *Applied Vegetation Science* 11: 99–106.
- Mälson K. & Rydin H. (2007): Competitive hierarchy, but no competitive exclusions in experiments with rich fen bryophytes. – *Journal of Bryology* 1: 41–45.
- Mälson K. & Rydin H. (2007): The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. – *Biological Conservation* 135: 435–442.
- Manukjanová A. (2008): Kompetiční a regenerační schopnosti mechu *Hamatocaulis vernicosus* (Calliergonaceae). – Bakalářská práce, Ms. [depon. in: Knihovna Přírodovědecké fakulty v Českých Budějovicích].
- McDaniel S. F. & Miller N. G. (2000): Winter Dispersal of Bryophyte Fragments in the Adirondack Mountains, New York. – *The Bryologist*. 103: 592–600
- Meyer S. L. (1942): Physiological Studies on Mosses. IV. Regeneration in *Physcomitrium turbinatum*. – *Botanical Gazette*. 104: 128–132.
- Miller N. G. & Ambrose L. J. H. (1976): Growth in Culture of Wind-Blown Bryophyte Gametophyte Fragments from Arctic Canada. – *The Bryologist* 79: 55–63.
- Mishler B. D. & Newton A. E. (1988): Influence of mature plants and desiccation on germination of spores and gametophytic fragments of *Tortula*. – *Journal of Bryology* 15: 327–342.
- Mishler B. D. & Oliver M. J. (2009): Putting *Physcomitrella patens* on the tree of life: the evolution and ecology of mosses. – *Annual Plant Reviews* 36:1–15.
- Navrátilová J. & Hájek M. (2005): Recording relative water table depth using PVC tape discolouration: Advantages and constraints in fens. – *Applied Vegetation Science* 8: 21–26.
- Navratilova J., Navratil J. & Hájek M. (2006): Relationships between environmental factors and vegetation in nutrient-enriched fens at fishpond margins. – *Folia Geobotanica* 41: 353–376.
- Newton A. E. & Mishler B. D. (1994): The evolutionary significance of asexual reproduction in mosses. – *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 76: 127–145.
- Oliver M. J., Dowd S. E., Zaragoza J., Mauget S. A. & Payton P. R. (2004) The rehydration transcriptome of the desiccation-tolerant bryophyte *Tortula ruralis*: Transcript classification and analysis. – *BMC Genomics* 5: 89–89.
- Oliver M. J., Mishler B. D. & Quisenberry J. E. (1993): Comparative measures of desiccation tolerance in the *Tortula ruralis* complex. I. Variation in damage control and repair. – *American Journal of Botany* 80:127–136.
- Paulissen M. P. C. P., van der Ven P. J. M., Dees A. J. & Bobbink R. (2004): Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist* 164: 451–458.
- Peintinger M. & Bergamini A. (2006): Community structure and diversity of bryophytes and vascular plants in abandoned fen meadows. – *Plant Ecology* 185: 1–17.

- Pfeiffer T., Fritz S., Stech M. & Frey W. (2006): Vegetative reproduction and clonal diversity in *Rhytidium rugosum* (Rhytidiaceae, Bryopsida) inferred by morpho-anatomical and molecular analyses. – *Journal of Plant Research* 119: 125–135.
- Poschlod P. U. & Schrag H. (1990): Regeneration vegetativer Teilchen von “Braunmoosen”. – *Telma* 20: 291–301.
- Proctor M. C. F. (1999): Water-relations parameters of some bryophytes evaluated by thermocouple psychrometry. – *Journal of Bryology* 21: 269–277.
- Proctor M. C. F., Oliver M. J., Wood A. J., Alpert P., Stark L. R., Cleavitt N. L. & Mishler B. D. (2007): Desiccation-tolerance in bryophytes: a review. – *Bryologist* 110: 595–621.
- R Development Core Team (2010): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rincon E. (1988): Effect of Initial Shoot Size on Growth Rates of Five British Grassland Bryophytes. – *The Bryologist*. 91: 219–222.
- Rocheftort L. (2000): *Sphagnum* - a keystone genus in habitat restoration. – *The Bryologist* 103: 503–508.
- Rybníček K. (1966): Glacial relics in the bryoflora of the highlands Českomoravská vrchovina (Bohemian-Moravian Highlands); their habitat and cenotaxonomic value. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 1: 101–119.
- Seel W. E., Baker N. R. & Lee J. A. (1992): Analysis of the decrease in photosynthesis on desiccation of mosses from xeric and humid environments. – *Physiologia Plantarum*. 86: 451–458.
- Selkirk P. M. (1980): Regeneration from Dawsonia Leaves. – *The Bryologist*. 83: 542–544.
- Smith A. J. E. (1978): *The Moss Flora of Britain and Ireland*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Söderström L. (1994): Scope and significance of studies on reproductive biology of Bryophytes – *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 76: 97–103.
- Söderström L. & During H. J. (2005): Bryophyte rarity viewed from the perspectives of life history strategy and metapopulation dynamics. – *Journal of Bryology* 27: 261–268
- STATSOFT INC. (2007): *Statistica* (data analysis software system), version 8.
- Šinžar-Sekulić J., Sabovljević M. & Stevanović B. (2005): Comparison of desiccation tolerance among mosses from different habitats. *Archives of Biological Sciences*, (Belgrade) 57: 189–192.
- Štechová T. (2010): Výsledky intenzivního monitoringu druhu *Hamatocaulis vernicosus* (Calliergonaceae) v roce 2010. Ms. [depon. in: AOPK ČR Praha].
- Štechová T., Hájek M., Hájková P. & Navrátilová J. (2008): Comparison of habitat requirements of the mosses *Hamatocaulis vernicosus*, *Scorpidium cossonii* and *Warnstorfia exannulata* in different parts of temperate Europe. – *Preslia* 80: 399–410.

- Štechová T., Holá E., Štech M. & Mikulášková E. (2007): Recentně známé lokality mechu *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs v západních Čechách a na Šumavě. – *Erica* 14: 5–12.
- Štechová T., Holá E., Manukjanová A. & Mikulášková E. (2010a): Distribution and habitat requirements of the moss *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs in the Bohemian Forest. – *Silva Gabreta*. 16: 1–11.
- Štechová T., Holá E., Gutzerová N., Hradílek Z., Kubešová S., Lysák F., Novotný I. & Peterka T. (2010b): Současný stav lokalit druhů *Meesia triquetra* a *Paludella squarrosa* (Meesiaceae) v České republice. – *Bryonora* 45: 1–11.
- Štechová T. & Kučera J. (2007): The requirements of the rare moss, *Hamatocaulis vernicosus* (Calliergonaceae, Musci), in the Czech Republic in relation to vegetation, water chemistry and management. – *Biological Conservation* 135: 443–449.
- Štechová T. & Štech M. (2009): Současné lokality *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs na Českomoravské vrchovině. – *Acta rerum naturalium* 6: 13–24.
- Tan B. C. & Pócs T. (2000): Biogeography and conservation of bryophytes. – In: Shaw A.J. & Goffinet B. (eds.), *Bryophyte biology*. Cambridge University Press, Cambridge. pp 403–448.
- van der Hoeven E .C. & During H. J. (1997): The effect of density on size frequency distributions in chalk grassland bryophyte populations. – *Oikos* 80: 533–539.
- Verhoeven J., Beltman B., Dorland E., Robat S. & Bobbink R. (in press): Differential effects of ammonium and nitrate deposition on fen phanerogams and bryophytes. – *Applied Vegetation Science*. in press
- Vestgarden L. S., Austnes K. & Strand L. T. (2010): Vegetation control on DOC, DON and DIN concentrations in soil water from a montane system, southern Norway. – *Boreal Environment Research* 15: 565–578.
- Watson W. (1914): Xerophytic adaptations of bryophytes in relation to habitat. – *New Phytologist* 13: 149–169; 181–190.
- Wood A. J. (2007): The nature and distribution of vegetative desiccation-tolerance in hornworts, liverworts and mosses. – *The Bryologist* 110: 163-177
- Wyatt R. (1982): Population ecology of bryophytes. – *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, 52: 179–198.
- Wyatt R. (1985): Terminology for Bryophyte Sexuality: Toward a Unified System. – *Taxon* 34: 420–425.
- Wynne F. E. (1944): Studies in *Drepanocladus*. II Phytogeography. – *American Midland Naturalist* 32: 643–668.
- Zoltai S. C. & Vitt D. H. (1995): Canadian wetlands: environmental gradients and classification. – *Vegetatio* 118: 131–137.

## **Přílohy**

### **Příloha 1 Seznam použitých zkratek**

#### **Části lodyžky**

VL – vrcholek lodyžky

VZ – větvičky zelené

SZ – středy zelené

LZ – lístky zelené

VH – větvičky hnědé

SH – středy hnědé

LH – lístky hnědé

SČ – středy černající

#### **Druhy**

Ap – *Aulacomnium palustre*

Bp – *Bryum pseudotriquetrum*

Cc – *Calliergonella cuspidata*

Cs – *Campylium stellatum*

Cd – *Climacium dendroides*

Hv – *Hamatocaulis vernicosus*

Pe – *Plagiomnium elatum*

Tn – *Tomentypnum nitens*

Mt – *Meesia triquetra*

Ps – *Paludella squarrosa*

#### **Lokality**

Z – Zhůří

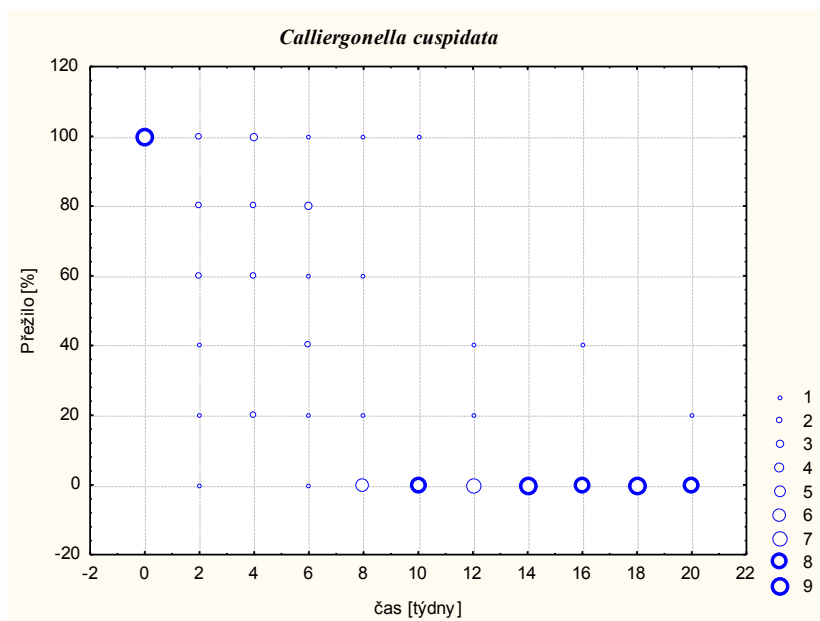
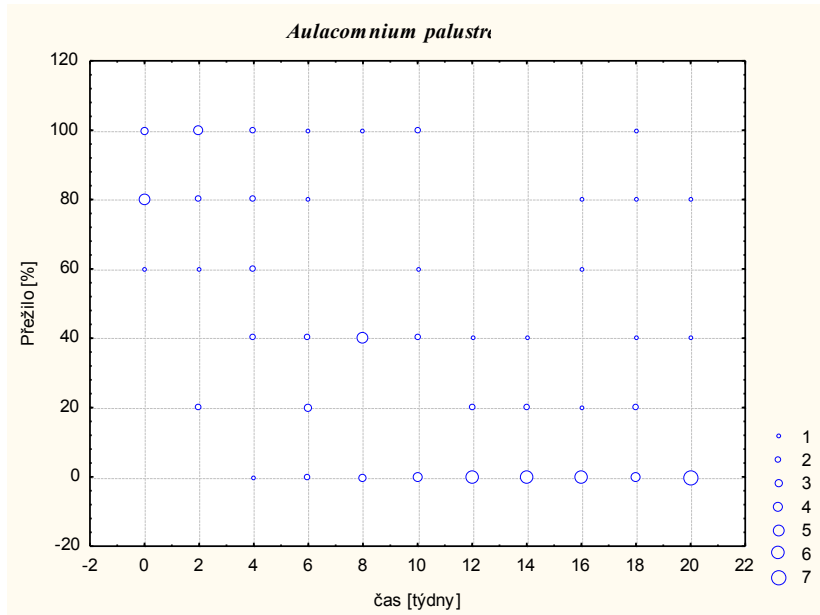
NRR – Nový rybník u Rohozné

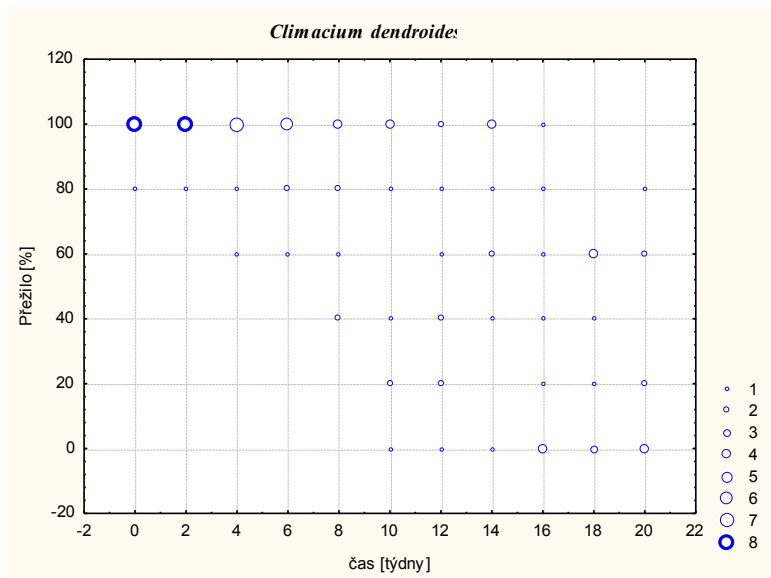
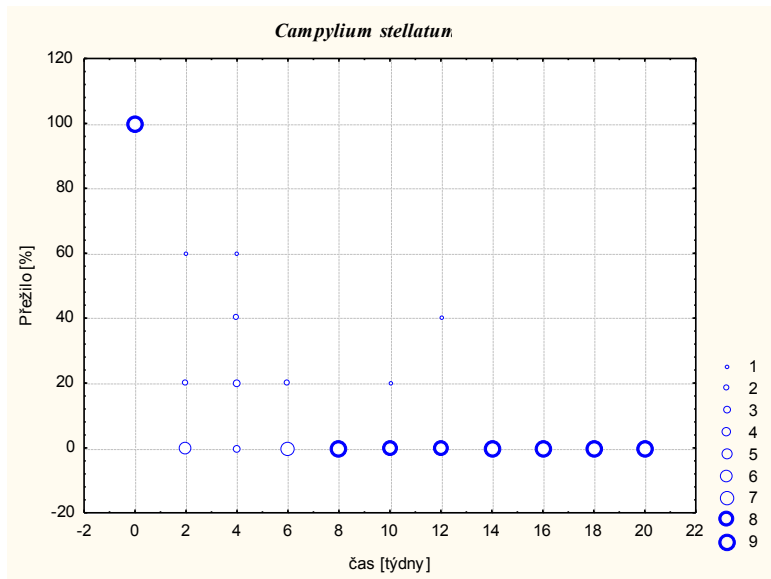
Ř (R) – Řeka



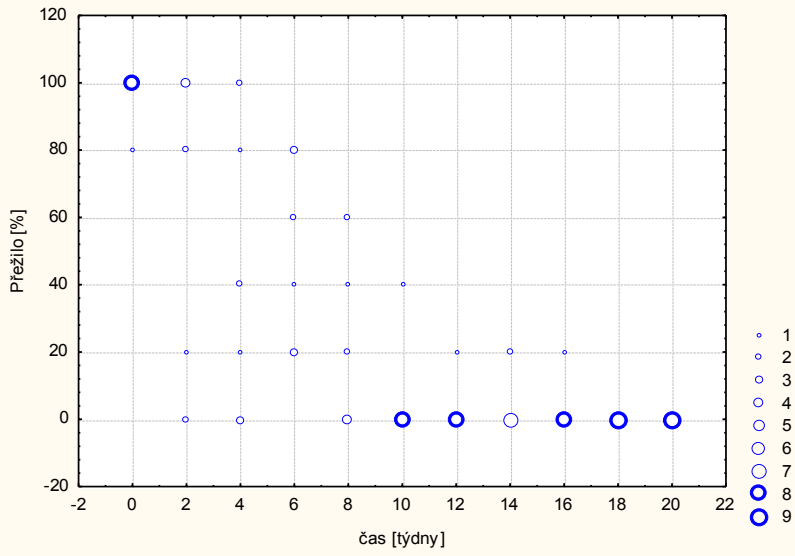
## Příloha 2 Průběh vysoušení pro jednotlivé druhy

Schopnost druhů obnovit růst po 0-20 týdnech vysoušení. Frekvenční graf, velikost kolečka udává počet totožných pozorování. Každý týden bylo pro jeden druh učiněno 9 pozorování. Za pozorování je považována miska s pěti lodyčkami mechu.

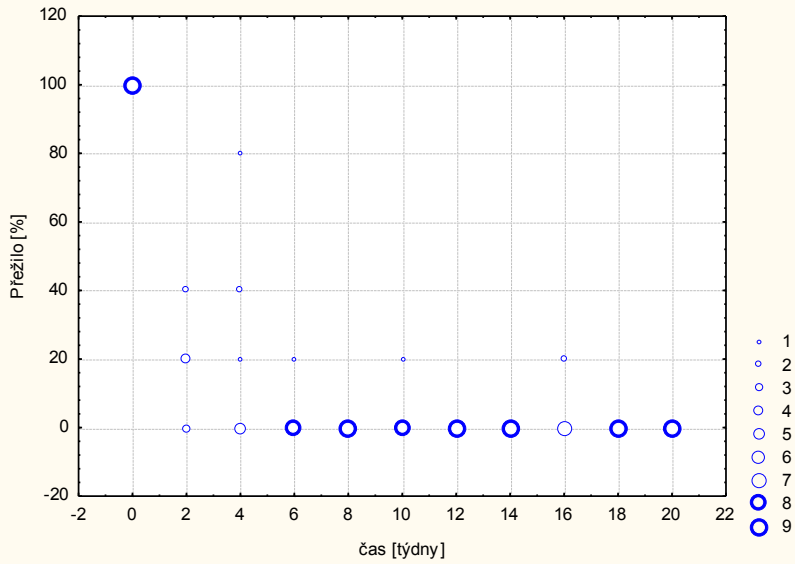




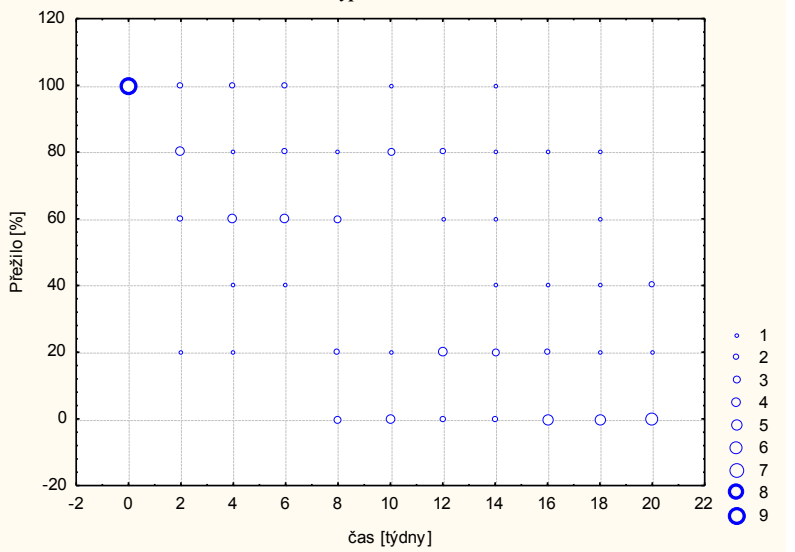
*Hamatocaulis vernicosu.*



*Plagiomnium elatum.*



*Tomentypnum nitens*



### Příloha 3 Seznam lokalit *Hamatocaulis vernicosus* pro srovnávání růstové rychlosti

Pracovní název lokality	Jméno lokality	GPS	Lokalizace	nadm. výška (m n. m.)
<b>Chvojnov</b>	Chvojnov, PR	N49°24'26.00" E015°25'09.00"	Vysočina	606
<b>Klatov</b>	Na Klátově, VKP	N49°08'15.75" E015°27'08.73"	Vysočina	485
<b>Klicava</b>	Prameny Klíčavy, PR	N50°08'45.32" E013°49'43.85"	Křivoklátsko	430
<b>Kvilda</b>	Zhůří u Horské Kvildy	N49°04'55.60" E013°33'16.52"	Šumava	1124
<b>LCL</b>	Louky u Černého lesa, PP	N49°35'09.99" E015°56'34.50"	Žďárské vrchy	570
<b>LVJ</b>	Louky v Jeníkově, PP	N49°44'18.75" E015°57'52.31"	Žďárské vrchy	626
<b>Matna</b>	Matenský rybník, PP	N49°09'04.01" E014°55'51.22"	Třeboňsko	523
<b>NRR</b>	Nový rybník u Rohozné	N49°48'13.28" E015°49'11.51"	Železné hory	560
<b>Oklika</b>	Na Oklice, PR	N49°24'14.62" E015°23'40.00"	Vysočina	660
<b>Pihel</b>	Červený rybník u Pihele	N50°44'07.26" E014°33'08.31"	Českolipsko	300
<b>RasSuchd</b>	Rašeliniště u Suchdola, PP	N49°07'55.29" E015°14'18.21"	Vysočina	625
<b>Rataje</b>	Ratajské rybníky, PR	N49°46'09.73" E015°56'02.30"	Žďárské vrchy	590
<b>Ruda</b>	Ruda, NPR	N49°15'04.37" E014°04'59.06"	Třeboňsko	416
<b>Reka</b>	Řeka, PR	N49°39'59.75" E015°51'10.77"	Žďárské vrchy	554
<b>Rezabinec</b>	Řezabinec a Řezabinecké tůň, NPR	N49°15'04.37" E014°04'59.06"	Písecko	372
<b>Stare Jezero</b>	Staré jezero, PR	N48°58'45.00" E014°53'50.20"	Třeboňsko	441
<b>Stradovka</b>	Strádovka, PR	N49°48'33.83" E015°48'12.22"	Železné hory	580
<b>Simanov</b>	Šimanovské rašeliniště, PR	N49°27'01.10" E015°26'48.34"	Vysočina	603
<b>VLisovech</b>	V Lisovech, PR	N49°14'49.40" E015°16'44.35"	Vysočina	650
<b>Zhuri</b>	Rašeliniště u Křemelné	N49°10'21.11" E013°19'54.29"	Šumava	898
<b>Zlamanec</b>	Zlámanec, PP	N49°42'19.12" E015°55'56.26"	Žďárské vrchy	620

## Příloha 4 Výsledky chemických analýz vody lokalit *Hamatocaulis vernicosus* pro srovnávání růstové rychlosti

Lokalita	Ca mg/L	Na mg/L	K mg/L	Mg mg/L	Fe mg/L	NH <sub>4</sub> - N µg/l	NO <sub>3</sub> - N µg/l	PO <sub>4</sub> -P µg/l	CTOT mg/L	NTOT mg/L	pH
<b>Chvojnov</b>	4,05	2,58	1,06	0,866	0,654	19,5	46,5	10,5	25,7	0,84	6,20
<b>Klatov</b>	24,2	7,25	2,86	8,54	0,012	305,0	31,5	16,8	7,9	0,97	6,90
<b>Klicava</b>	16,0	5,85	36,6	4,54	0,440	197,0	58,6	9,6	14,8	2,15	7,00
<b>Kvilda</b>	1,78	4,16	1,76	0,975	0,775	57,5	11,0	2,1	4,1	0,51	5,70
<b>LCL</b>	11,0	9,43	1,60	4,09	1,04	104,0	58,5	11,9	17,3	0,85	6,10
<b>LVJ</b>	5,33	9,04	1,43	3,82	0,229	95,6	52,3	14,1	20,1	0,86	6,20
<b>Matna</b>	6,10	6,38	1,42	3,25	1,04	180,0	89,3	12,6	56,5	2,03	6,10
<b>NRR</b>	8,86	9,85	1,65	3,35	0,319	91,3	34,1	2,5	19,5	0,54	5,80
<b>Oklika</b>	3,71	6,04	0,74	1,90	0,525	43,8	37,9	6,9	16,0	0,88	6,90
<b>Pihel</b>	12,5	75,2	8,70	7,96	1,09	95,7	49,8	7,3	8,0	0,57	6,70
<b>RasSuchd</b>	7,19	7,31	5,78	2,28	0,403	19,2	39,2	4,0	23,5	0,71	5,50
<b>Rataje</b>	15,21	9,78	1,20	7,44	< 0,2	43,2	37,1	14,6	12,0	0,55	6,60
<b>Ruda</b>	5,06	7,40	1,04	1,88	2,33	25,7	41,3	6,1	26,8	1,02	6,40
<b>Reka</b>	29,2	3,64	2,92	1,47	0,090	218,0	45,2	10,3	20,0	0,80	6,70
<b>Rezabinec</b>	8,91	16,1	3,96	4,46	0,400	609,0	47,5	17,7	66,0	3,00	6,40
<b>StareJezero</b>	5,37	5,78	0,99	2,36	4,92	26,6	67,0	12,8	28,6	0,67	5,00
<b>Stradovka</b>	3,76	2,13	1,54	1,87	0,443	216,0	77,1	12,8	22,0	0,94	5,90
<b>Simanov</b>	6,39	8,58	1,74	2,82	0,240	16,4	53,5	5,6	12,8	0,49	6,10
<b>VLisovech</b>	4,90	7,90	1,96	1,89	0,454	39,7	33,5	12,6	23,8	1,22	5,50
<b>Zhuri</b>	2,98	6,05	49,5	1,27	0,368	25,8	43,8	2,3	9,7	0,39	6,10
<b>Zlamanec</b>	6,75	8,89	5,17	2,13	1,57	41,7	51,8	4,8	71,5	1,14	5,70

**Příloha 5 Charakteristiky prostředí lokalit *Hamatocaulis vernicosus* pro srovnávání růstové rychlosti a průměrná délka, hmotnost a robustnost lodyžek**

Lokalita	čtverec	pokryvnost E1 %	voda kat.	kompaktnost	délka cm	hmotnost mg	robustnost mg/cm
Chvojnov	1	70	3	2	3,12	3,4	1,089744
Chvojnov	2	70	3	2	3,3	4,5	1,363636
Chvojnov	3	50	3	2	2,966667	5,333333	1,797753
Chvojnov	4	50	3	2	2,7	2,6	0,962963
Klátov	1	5	2	3	4,85	5	1,030928
Klátov	2	10	2	3	4	4	1
Klátov	3	15	2	3	4,7	5,75	1,223404
Klátov	4	15	2	3	5,633333	11,33333	2,011834
Klíčava	1	65	3	2	3,22	4,4	1,36646
Klíčava	2	40	3	2	3,14	5,2	1,656051
Klíčava	3	70	3	2	4,24	4,8	1,132075
Klíčava	4	70	3	2	4,12	6,2	1,504854
Kvilda	1	15	3	2	3,4	6,2	1,823529
Kvilda	2	30	3	2	3,84	6,4	1,666667
Kvilda	3	15	3	2	3,3	8,25	2,5
Kvilda	4	15	3	2	4,66	7,8	1,67382
LČL	1	50	2	2	2,94	6	2,040816
LČL	2	70	2	2	5,1	4,666667	0,915033
LČL	3	10	2	2	3,2	5,5	1,71875
LČL	4	20	2	2	4,175	5,5	1,317365
LVJ	1	50	2	2	3,333333	4,666667	1,4
LVJ	2	80	2	2	3,96	2,4	0,606061
LVJ	3	90	2	2	3,8	2,75	0,723684
LVJ	4	85	2	2	3,533333	6	1,698113
Matná	1	60	1	1	2,38	2,6	1,092437
Matná	2	80	1	1	2,14	2,2	1,028037
Matná	3	50	1	1	2,54	2,4	0,944882
Matná	4	75	1	1	3,04	3,8	1,25
NRR	1	45	2	2	6,25	2,5	0,4
NRR	2	50	2	2	7,2	3	0,416667
NRR	3	50	2	2	5,7	3	0,526316
Oklika	1	90	2	2	6,966667	3,666667	0,526316
Oklika	2	80	2	2	4,35	5,5	1,264368
Oklika	3	80	2	2	4,575	6,25	1,36612
Oklika	4	70	2	2	4,05	4,5	1,111111
Pihel	1	5	3	2	7,1	7,333333	1,032864
Pihel	2	0	3	2	6,3	11	1,746032
Pihel	3	5	3	2	7,5	11	1,466667
Rašeliniště u Suchdola	1	30	1	1	2,66	5	1,879699
Rašeliniště u Suchdola	2	80	1	1	2,175	4,25	1,954023
Rašeliniště u Suchdola	3	80	1	1	2,7	2,333333	0,864198

Rašeliniště u							
Suchdola	4	30	1	1	2,78	4	1,438849
Rataje	1	20	2	2	3,75	7	1,866667
Rataje	2	15	2	2	4,933333	8,666667	1,756757
Rataje	3	10	2	2	4,233333	2,666667	0,629921
Ruda	1	NA	3	2	3,4	3	0,882353
Ruda	2	NA	3	2	3,625	4,25	1,172414
Ruda	3	NA	3	2	4,5	4	0,888889
Řeka	1	70	2	3	5,025	2,5	0,497512
Řeka	2	80	2	3	4,425	3,5	0,79096
Řeka	3	60	2	3	4,066667	3,666667	0,901639
Řeka	4	90	2	3	4,2	3,666667	0,873016
Řezabinec	1	NA	3	2	4,65	10	2,150538
Řezabinec	2	NA	3	2	3,9	8	2,051282
Staré jezero	1	40	2	1	2,74	3,4	1,240876
Staré jezero	2	20	2	1	2,9	5,333333	1,83908
Staré jezero	3	35	2	1	3,6	4,8	1,333333
Staré jezero	4	75	2	1	3,225	2	0,620155
Strádovka	1	50	2	1	6,6	3	0,454545
Strádovka	2	40	2	1	8,9	10	1,123596
Strádovka	3	50	2	1	7,366667	5	0,678733
Šimanov	1	60	3	1	3,52	8	2,272727
Šimanov	2	70	3	1	3,925	4,25	1,082803
Šimanov	3	70	3	1	4,98	7,6	1,526104
Šimanov	4	70	3	1	4,1	5,5	1,341463
V Lisovech	1	10	3	2	3,333333	3	0,9
V Lisovech	2	5	3	2	3,225	5,25	1,627907
V Lisovech	3	20	3	2	3,575	6	1,678322
V Lisovech	4	5	3	2	4,366667	6,666667	1,526718
Zhůří	1	20	3	2	4,2	8	1,904762
Zhůří	2	5	3	2	3,6	5	1,388889
Zhůří	3	20	3	2	5,3	5,5	1,037736
Zhůří	4	50	3	2	3,26	8	2,453988
Zlámanec	1	50	2	2	5,4	6	1,111111
Zlámanec	2	60	2	2	3,9	4	1,025641
Zlámanec	3	40	2	2	3,25	4	1,230769